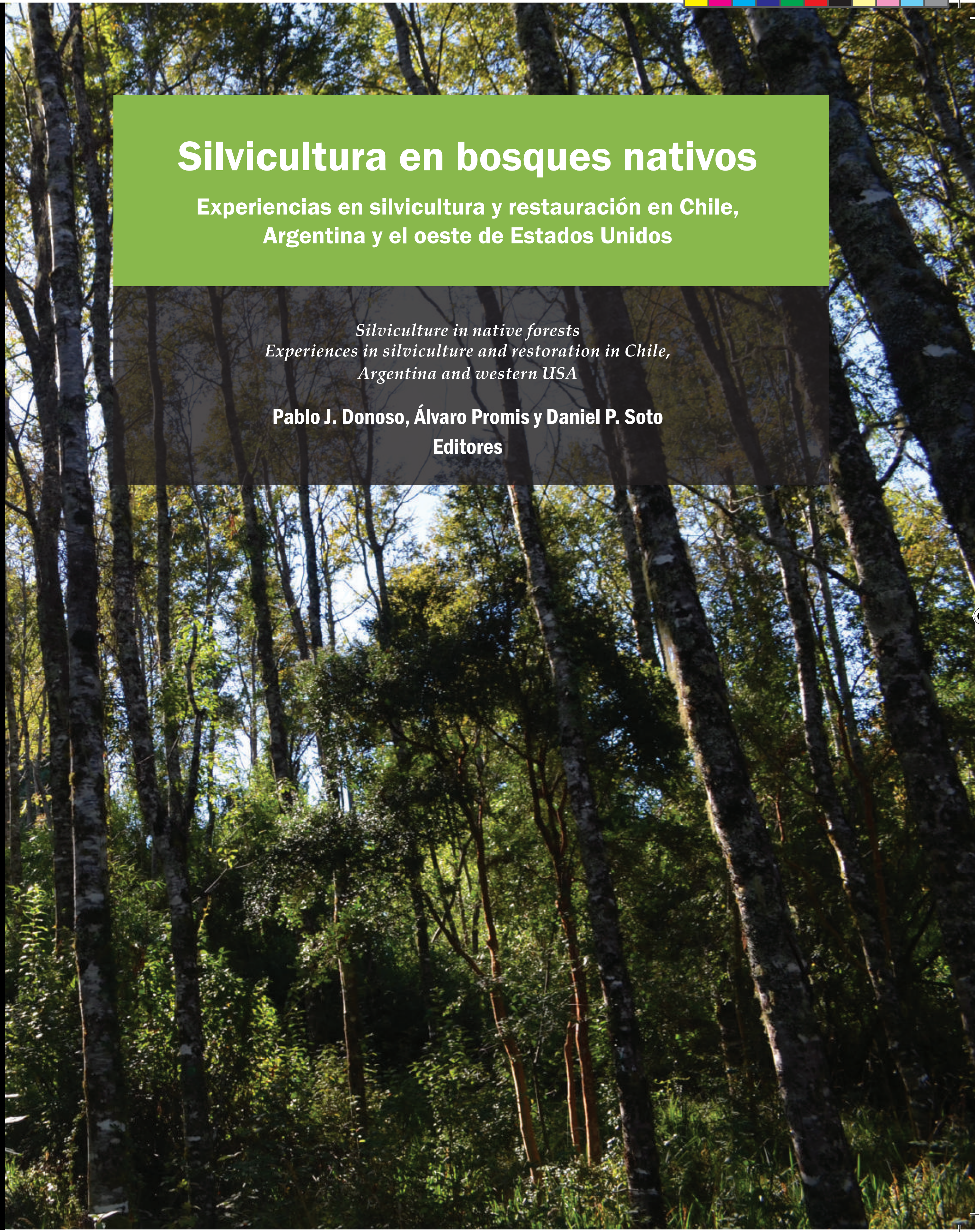


Silvicultura en bosques nativos

Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos

Silviculture in native forests
Experiences in silviculture and restoration in Chile, Argentina and western USA

Pablo J. Donoso, Álvaro Promis y Daniel P. Soto
Editores

Donoso, Promis y Soto

Silvicultura en bosques nativos



El presente libro corresponde a la segunda publicación de la serie Estudios en Silvicultura de Bosques Nativos, la que se inició el año 2013. Con esta serie de libros se pretende difundir, de manera periódica, avances en estudios sobre silvicultura y materias relacionadas (ecología forestal aplicada y restauración), que se han llevado a cabo especialmente en Chile, pero también en otras regiones del mundo en los que existen bosques templados. El libro se dividió en tres grandes secciones. La primera, sobre Ecología Forestal, aborda temas sobre ecología de la regeneración, ecología de claros de bosques y el uso de la fitosociología como herramienta metodológica para el diagnóstico florístico y ecológico de los bosques. La segunda sección del libro trata sobre la Silvicultura y el Manejo, e incluye cinco trabajos que versan sobre el crecimiento, la silvicultura y el manejo de los bosques secundarios en Chile, además de la silvicultura de bosques de Ciprés de la Cordillera en Argentina y sobre el potencial del silvopastoreo. Finalmente, la sección de Degradación y Restauración incluye cinco trabajos, dos de ellos sobre degradación de bosques (en Chile y Argentina) y los otros tres sobre restauración de bosques, uno en Chiloé y los otros dos en bosques de la costa oeste de los Estados Unidos. En conjunto esta gran diversidad de trabajos permite a los lectores recorrer múltiples bosques templados de diversas regiones de América. Además este libro provee diferentes perspectivas de una gran diversidad de silvicultores y ecólogos forestales con respecto a cómo manejar bosques y ecosistemas forestales de acuerdo especialmente a sus condiciones de desarrollo y de conservación en función de mantener, incrementar o recuperar su resiliencia y productividad.

Esperamos que esta publicación sea de interés, y en especial sea útil para los lectores, silvicultores y tomadores de decisiones y, que contribuya de esa forma a un mejor manejo y restauración de nuestros bosques nativos. Creemos que este es un aporte más en apoyo a la conservación o recuperación de los valores y las riquezas asociados a los bosques templados. Los nuevos conocimientos teóricos y prácticos para el manejo y restauración de los bosques, varios de ellos expresados en este libro, debiesen fluir hacia quienes en definitiva intervienen los bosques. Si bien la tarea del manejo forestal sostenible es compleja, es fundamental la generación de mayores y mejores puentes de comunicación entre investigadores, instituciones vinculadas a la conservación y manejo de ecosistemas forestales, propietarios de bosques nativos y la sociedad en general. Este libro representa una contribución a esa tarea, los resultados de investigaciones dirigidas a la aplicación de prácticas para el buen manejo de nuestros bosques nativos.

Auspiciadores

Oregon State University College of Forestry
Universidad Austral de Chile — Conocimiento y Naturaleza
Facultad de cfcn — Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza — Universidad de Chile
Universidad de Aysén
Universidad Católica de Temuco
INFOR
Universidad de La Frontera
Conaf

The Chile Initiative, OSU College of Forestry, Corvallis, Oregon, USA
ISBN 978-0-692-09238-5

Silvicultura en bosques nativos
Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos

ISBN 978-0-692-09238-5

Produced by the Chile Inititiatve, OSU College of Forestry, Corvallis, Oregon USA; printed by Imprenta America, Valdivia, Chile.

Design and layout by Caryn M. Davis, Cascadia Editing, Philomath, Oregon USA. Email: cascadia.editing@gmail.com.
Diseño y maquetación del libro por Caryn M. Davis, Cascadia Editing.

Silvicultura en bosques nativos

Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos

Silviculture in native forests
Experiences in silviculture and restoration in Chile, Argentina and western USA

Estudios en Silvicultura de bosques nativos volumen 2

Pablo J. Donoso, Álvaro Promis y Daniel P. Soto
Editores

The Chile Initiative, OSU College of Forestry

Auspiciadores

Contents

Prólogo 1

La etimología del vocablo silvicultura, indica que es el cultivo de las selvas o los bosques, y genéricamente, se entiende como un conjunto de herramientas que nos permitirán establecer cómo será el manejo forestal de estos ecosistemas. En general, solemos hacer una fuerte distinción entre el bosque nativo y el implantado, lo que genera una fuerte segregación dentro de nuestra disciplina. Sin embargo, a través de la silvicultura y del manejo del bosque nativo lo que hacemos es acercar ambas condiciones de bosques, donde con el tiempo son más las coincidencias que las disidencias, e.g. cuanto más intensiva es la silvicultura propuesta más se parece el bosque nativo a una plantación. Por otra parte, un bosque implica mucho más que solo árboles, incluye todos los seres vivos que viven y dependen de él, así como los procesos ecosistémicos y los ciclos naturales que lo incluyen. Sin embargo, los seres humanos se arrogan muchas atribuciones, y define cuales de los beneficios que le brinda el bosque son más importante que otros a partir del concepto de servicios ecosistémicos (SE), entendido como aquellos bienes y servicios que el hombre toma de un ambiente determinado. En un contexto latino-americano, para en un extremo del gradiente tenemos a los bosques primarios (máxima naturalidad) entendidos como aquellos que: (i) se encuentran en el clímax de la dinámica natural, (ii) mantienen las mismas características que las que se observaban previo a la llegada de Cristóbal Colón en 1492 a las Américas, y (iii) que no tiene un uso humano actual, desconociendo de esta manera el uso indígena llevado a cabo a lo largo de miles de años. En el otro extremo del gradiente (máxima artificialidad) tenemos las plantaciones puras de alta densidad con especies de árboles exóticos (entendiendo como tales a aquellas que no estaban presentes antes de la llegada del europeo a las Américas).

Este gradiente entre bosque primario - bosque manejado - plantación introduce un nuevo concepto, el de degradación, entendido como la disminución de los atributos de alguna variable o condición. Intuitivamente, podríamos pensar que cualquier pérdida de atributos del bosque primario implicaría una degradación del sistema, y esto es correcto. Cualquier propuesta silvícola o de manejo forestal degrada al bosque al igual que muchos eventos naturales (e.g. ataques de plagas o volteos de viento). En este sentido, y en función de los SE, los hombres hemos creado límites arbitrarios que definen qué pérdidas son aceptables y cuáles son inaceptables para considerar a un ecosistema como degradado o no degradado, y en muchos casos definiendo límites de uso sostenible (entendido como el uso presente de un recurso sin comprometer las necesidades de las futuras generaciones). Cabe destacar que tanto en los conceptos de degradación y sostenibilidad, el tiempo es un factor crucial. ¿Cuánto tiempo tiene un sistema determinado para recuperarse del impacto para no ser considerado como degradado?; ¿Cuándo decimos que es permanente, a cuánto tiempo en el futuro nos referimos?; ¿Cuánto tiempo puedo comprometer en mi sistema para no afectar a las generaciones futuras?

Hasta hace pocos años, la silvicultura para Chile en particular y latino-américa en general era una herramienta desarrollada por expertos extranjeros en bosques lejanos, y donde los profesionales locales las acatábamos para poder plantear alternativas de manejo de nuestros recursos nativos. En gran medida, esta es la causa de que la mayoría de las plantaciones se llevan a cabo con especies exóticas y no con especies nativas. Sin embargo, en las últimas décadas un mayor compromiso

latino-americano generó grandes avances en los estudios del bosque nativo. Es en este punto donde los cuestionamientos antes enunciados y los diferentes puntos de vista generados deben buscar un consenso basado en resultados fiables de largo plazo, y es aquí donde la ciencia latino-americana comienza a jugar un papel preponderante en este sentido. Es así que nace una nueva silvicultura con una fuerte influencia de los países involucrados, con un fuerte acervo de las culturas originarias y donde la opinión de los usuarios locales influye fuertemente en el diseño de las nuevas herramientas. En consecuencia, el manejo forestal de los recursos nativos se vuelve cada día más exigente. Ya no se busca la transformación y simplificación de los bosques primarios, sino que se resaltan muchos otros SE históricamente relegados del manejo y la planificación del uso de la tierra. Este libro pretende ser un ámbito para la presentación de estas nuevas ideas, una actualización de las herramientas silvícolas y un foro de discusión permanente para el desarrollo de una nueva silvicultura adaptada a nuestros bosques nativos. Se pretende generar alternativas que mejoren la gestión de nuestros recursos, y de esta manera cubrir las necesidades de nuestra sociedad actual y futura.

Para poder alcanzar estos objetivos, la publicación de este libro, un nuevo volumen en la serie de Estudios en Silvicultura de Bosques Nativos, plantea el abordaje necesario en tres secciones. Por un lado, una sección de ecología que presenta avances en la dinámica de nuestros bosques que nos permite entender la resiliencia natural que poseen estos ecosistemas, a los cuáles están adaptados, y que nos permitirán desarrollar nuevas herramientas y propuestas de manejo. El abordaje desde el estudio de la dinámica natural plantea ventajas sobre otras metodologías, ya que asegura en parte el éxito de las propuestas al estar basadas en procesos a los cuáles los bosques ya están adaptados.

En una segunda sección se describen las nuevas herramientas generadas en silvicultura y manejo forestal, y las potencialidades de los estudios de largo plazo, así como la necesidad de fusionar la teoría y la práctica con la realidad de aspectos socio-económicos de los actores involucrados. También se aborda una temática compleja, como los son la necesidad de bosques multifuncionales (e.g. usos silvopastoriles). Durante mucho tiempo, desde nuestra disciplina hemos dado la espalda a determinados usos del bosque por considerarlos incompatibles con el manejo silvícola tradicional, sin embargo, no fue conveniente ignorar lo evidente, como lo es la ganadería en los bosques nativos. Diferentes actores sociales reclamaban diferentes SE de un mismo bosque, y estos diferentes puntos de vista generaban conflictos de uso que llevaban a manejos incompatibles de un mismo recurso bajo manejo. En los últimos años ha habido un cambio de visión donde la inclusión de más de un servicio de provisión o de otros usos (e.g. productos forestales no madereros o servicios culturales como la recreación) ha llevado al desarrollo de nuevas propuestas de manejo como lo son las propuestas de manejo agro-silvo-pastoril. Es por ello, que su inclusión en este libro era una temática ineludible.

En la tercera y última sección se plantea el abordaje de la silvicultura más reciente, la que busca definir los límites de SE que deben brindar los bosques, revirtiendo la degradación potencial a partir de la restauración de los mismos. Este complejo abordaje transita desde la teoría a la práctica, incluyendo diferentes puntos de vista para diferentes tipos forestales. Necesariamente es un abordaje socio-ecológico, ya que prioriza las necesidades de un determinado segmento social o analizado desde un determinado punto de vista, e.g. un ganadero sostendrá que un sistema silvopastoril es mejor que un bosque secundario que maximiza la producción de madera, y un productor forestal

sostendrá exactamente lo contrario. El verdadero desafío de las generaciones futuras es encontrar un equilibrio entre las demandas de la sociedad y la conservación, logrando una propuesta unificada e integradora. Las herramientas silvícolas para la restauración son variadas y particulares de cada problemática y condición de rodal, por lo que el abordaje de esta temática representa un desafío para los autores y editores de este libro.

En definitiva, el abordaje de estos temas pretende cambiar los paradigmas clásicos del manejo de los bosques nativos y adaptarlos a las necesidades actuales y futuras, todo un desafío para las generaciones venideras de forestales. De la lectura de este libro, se desprende que el mismo no pretende ser un manual de recetas, sino por el contrario, pretende despertar ideas, generar cuestionamientos, obligando al lector a debatir sus propuestas en función de lo aprendido a partir de sus profesores y a partir de sus propias experiencias, y de este modo generar un nuevo conocimiento que mejor se adapte al manejo de nuestros bosques nativos. En pocas palabras, este libro es un punto de partida, no una obra definitiva.

Dr. Guillermo J. Martínez Pastur
Investigador Independiente CONICET
Laboratorio de Recursos Agroforestales
Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC CONICET)
Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Prólogo 2

Me complace introducir y comentar el libro "Silvicultura en Bosques Nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el Oeste de los Estados Unidos", editado por Pablo J. Donoso, Álvaro Promis, y Daniel P. Soto. Este es el resultado del Segundo Coloquio de Silvicultura de Bosques Nativos llevado a cabo en Huilo-Huilo (Neltume, Chile), en diciembre del año 2015, y que fue apoyado en parte por un Fondo Concursable de la Facultad de Forestal de la Universidad del Estado de Oregón (Iniciativa Chile de la Oficina del Decano). Este libro cubre oportunamente temas importantes de las ciencias forestales. Para satisfacer las necesidades diversas y cambiantes de la sociedad, debemos buscar nuevas alternativas para el desarrollo de actividades silviculturales, que van más allá de las prescripciones forestales comerciales tradicionales, las que se apoyan en cosechas selectivas en bosques naturales o ciclos de rotaciones cortas asociadas a talas rasas. Simultáneamente, estamos frente a un impulso histórico que favorece la restauración con especies nativas en bosques degradados; se han establecido ambiciosas metas globales, regionales y nacionales para la restauración de los paisajes forestales (Forest Landscape Restoration). Los sistemas forestales de Chile y Argentina, y de la costa oeste de los Estados Unidos cubiertos en este libro, proveen ejemplos superlativos en cuanto a cómo la ciencia y el manejo se interceptan para conducir prescripciones de manejo que se sobreponen a condiciones de estructura de rodales homogéneos o bosques degradados y acelerar las trayectorias hacia condiciones de bosques más diversos, resistentes y resilientes. A pesar de la gran distancia geográfica entre Chile o Argentina con el oeste de los Estados Unidos, el clima y las condiciones forestales son sorprendentemente parecidos y mucho es lo que se puede aprender mediante la comparación y experiencias contrastantes en estas diferentes regiones.

Varios de los capítulos de este libro demuestran el valor de desarrollar alternativas silviculturales usando una aproximación ecológica y de silvicultura cercana a lo natural. Christian Salas Eljatib *et al*. proveen un contexto importante al comparar la dinámica de bosques secundarios y primarios de *Nothofagus* en el centro-sur de Chile. Alvaro Promis investiga los patrones de claros del bosque en bosques nativos de Chile y Argentina, para proveer visiones sobre prácticas de manejo que pueden emular a las perturbaciones naturales. Donoso *et al*. abordan el interesante tema del manejo de bosques secundarios en Chile, los que por lejos representan a la mayoría de los bosques nativos del centro-sur de Chile y de la mayoría de las regiones del mundo. Ellos describen opciones de manejo para esos bosques, incluyendo métodos para alcanzar el objetivo de restaurar características de bosques adultos. Similarmente, Celso Navarro y José Cabello conducen una evaluación especial de bosques secundarios de canelo (*Drimys winteri*) en Chile, demostrando la variación en el potencial productivo y el valor económico de los bosques de esta especie. Kevin L. O'Hara *et al*. presentan el uso de los raleos de densidad variable para redirigir los bosques costeros de California hacia estructuras heterogéneas con altas densidades de la valiosa especie *Sequoia sempervirens*. Klaus Puettmann resume las lecciones aprendidas de los tratamientos de restauración diseñados para promover el desarrollo de estructuras de rodales forestales de sucesión tardía en plantaciones coetáneas en el oeste de Oregón. Diferentes tratamientos de raleos y densidades residuales pueden alterar las trayectorias de los rodales en forma más o menos predecible y, el uso de diferentes tratamientos

silviculturales, con múltiples entradas en el tiempo, pueden resultar los bosques con un amplio rango de estructuras y de composición. Gabriel A. Loguercio *et al*. recomiendan tratamientos para el manejo de rodales enfermos de *Austrocedrus chilensis* en Argentina, basándose en un entendimiento de la dinámica natural de rodales sanos. Aunque es improbable que de estos rodales surjan bosques altamente productivos, las prácticas de manejo multietáneo propuestas pueden ayudar a generar bosques resilientes y resistentes.

Otro grupo de capítulos en este libro se focaliza en tratamientos de restauración en bosques degradados para incrementar su productividad y el valor ecológico. Angélica Vásquez-Grandón *et al*. describen la historia y procesos que han llevado a la degradación masiva de bosques nativos en Chile, incluyendo la degradación por cortas selectivas y el daño por la introducción del ganado. José Omar Bava y Claudia Pamela Quinteros conducen un análisis similar para bosques de *Nothofagus pumilio* en la Patagonia, Argentina. Entender las características de bosques degradados provee una forma útil para proponer tratamiento que conducirían a bosques productivos de gran valor ecológico. En este sentido, Jan R. Bannister *et al*. demuestran cómo los tratamientos de restauración pueden ser diseñados para mejorar la biodiversidad y la complejidad estructural de bosques degradados en la Isla de Chiloé, Chile. Rodales forestales degradados son comunes en todas las regiones cubiertas en este libro; Soto y Puettmann describen métodos para manipular la vegetación del sotobosque a través de perturbaciones al suelo, de esa forma contrarrestando la sucesión detenida asociada con la presencia de colihue. Ellos demuestran cómo dichos tratamientos de manejo deberían considerar el nicho ecológico de especies objetivo y sus competidores. Finalmente, Carlos Zamorano-Elgueta describe el impacto del vacuno doméstico sobre la regeneración de bosques nativos en el sur de Chile y sugiere una nueva aproximación legislativa para guiar sistemas silvopastoriles.

Este libro representa un importante Nuevo recurso que tiene valor para profesionales y científicos envueltos en silvicultura alternativa y restauración forestal en Chile, Argentina, y el oeste de los Estados Unidos. Las lecciones aprendidas y las principales conclusiones, luego de décadas de trabajo en casos de estudio en estos bosques nativos, también proveen importantes aprendizajes conceptuales que son globalmente relevantes.

Douglass F. Jacobs, Ph.D.
Fred M. van Eck Professor of Forest Biology
Department of Forestry and Natural Recourses
Purdue University
West Lafayette, Indiana USA

Lista de Autores

Jan R. Bannister	Instituto Forestal (INFOR), Oficina Chiloé, Lillo 5, Castro, Chile.
José Omar Bava	Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP). Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ingeniería. Ruta 259 km 16,24, Esquel, Chubut, Argentina.
José Cabello	Corporación Nacional Forestal (CONAF), Santiago, Chile.
Natalia V. Carrasco-Farias	Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Halle-Saale, Alemania.
Marina Caselli	Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP), Ruta N°259 Km 16,24 (CP 9200), Esquel, Chubut, Argentina; Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ingeniería, Esquel, Chubut, Argentina.
Guillermo E. Defossé	Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP), Ruta N°259 Km 16,24 (CP 9200), Esquel, Chubut, Argentina; Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ingeniería, Esquel, Chubut, Argentina.
Pablo J. Donoso	Instituto de Bosques y Sociedad, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
Andrés Fuentes-Ramírez	Laboratorio de Biometría, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.
Víctor Gerding	Instituto de Bosques y Sociedad, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
Christopher R. Keyes	W.A. Franke College of Forestry and Conservation, University of Montana, Missoula, Montana, USA
Klaus Kremer	Chair of Silviculture, University of Freiburg, Freiburg, Alemania.
Lathrop P. Leonard	California State Parks, North Coast Redwoods District, Arcata, California, USA.
Gabriel A. Loguercio	Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP), Ruta N°259 Km 16,24 (CP 9200), Esquel, Chubut, Argentina; Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ingeniería, Esquel, Chubut, Argentina.

Camilo Matus	Laboratorio de Biometría, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.
Lakshmi Narayan	Department of Environmental Science, Policy and Management, University of California, Berkeley, California, USA.
Celso Navarro	Universidad Católica de Temuco, Escuela de Ciencias Ambientales, Temuco, Chile.
Kevin L. O'Hara	Department of Environmental Science, Policy and Management, University of California, Berkeley, California, USA.
Diego B. Ponce	Instituto de Bosques y Sociedad, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
Alvaro Promis	Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
Klaus J. Puettmann	Department of Forest Ecosystems and Society, Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA.
Claudia Pamela Quinteros	Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP). Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
Christian Salas-Eljatib	Laboratorio de Biometría, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.
Bastienne Schlegel	Instituto Forestal (INFOR), Sede Los Ríos, Valdivia, Chile.
Daniel P. Soto	Área de Ciencias Naturales, Universidad de Aysén, Coyhaique, Chile; Department of Forest Ecosystems and Society, Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA.
María Florencia Urretavizcaya	Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP), Ruta N°259 Km 16,24 (CP 9200), Esquel, Chubut, Argentina; Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ingeniería, Esquel, Chubut, Argentina.
Angélica Vásquez-Grandón	Instituto de Bosques y Sociedad, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
Carlos Zamorano-Elgueta	Área de Ciencias Naturales, Universidad de Aysén, Coyhaique; Instituto de Conservación y Biodiversidad del Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Isla Teja, Valdivia, Chile; Center for Climate and Resilience Research – (CR2).

Biografías

Pablo J. Donoso es ingeniero forestal titulado el año 1988 de la Universidad Austral de Chile (UACh), y obtuvo los grados de Master of Science (1998) y Doctor of Philosophy (Ph.D., 2002) de la Escuela de Ciencias Forestales y Ambientales de la Universidad Estatal de Nueva York (SUNY-ESF), en la ciudad de Syracuse. En la actualidad es Profesor Titular en la Facultad de Ciencias Forestales y de Recursos Naturales de la UACh, en donde dicta cursos de pre y postgrado en silvicultura de bosques nativos y manejo ecosistémico. Sus líneas principales de investigación se relacionan con la ecología forestal y silvicultura en bosques nativos, en relación a las cuales ha generado más de un centenar de publicaciones en revistas nacionales e internacionales, así como en capítulos de libros. En particular uno de los objetivos principales de su investigación es la promoción de bosques mixtos, los cuales son más diversos y pueden ser más productivos, y por ello su investigación actual en Chile se focaliza en la evaluación de largo plazo de experimentos conducentes al manejo de bosques mixtos y multietáneos.

Álvaro Promis estudió Ingeniería Forestal, titulado el año 1999 en la Universidad de Chile, Chile. El año 2009 obtuvo el grado de Doctor Rerum Naturalium en la Universidad de Freiburg, Alemania. Actualmente, él es Profesor Asociado y Director del Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza en la Universidad de Chile. Los cursos de pre y postgrado en que participa activamente se enmarcan en la ecología forestal, dinámica de bosques y conservación de flora y vegetación. Sus principales líneas de investigación se relacionan con la ecología de disturbios y su influencia sobre procesos de regeneración de plantas arbóreas y efectos sobre las plantas del sotobosque, la conservación y desarrollo de manejo sustentable de cubiertas vegetales naturales con énfasis en las boscosas y la recuperación de bosques nativos degradados. Ha publicado varios artículos en revistas científicas, algunos capítulos de libros y también artículos en revistas de difusión y extensión. En general su interés se acerca hacia la promoción de conservación y utilización sustentable del bosque nativo, considerando como base el conocimiento de la ecología de la regeneración y el desarrollo de buenas e innovadoras prácticas silviculturales.

Daniel P. Soto es Ingeniero Forestal (2004) y Magister en Ciencias en Recursos Forestales (2013) de la Universidad Austral de Chile. Recientemente obtuvo su Doctor of Philopsophy (Ph.D., 2017) en Ecosistemas Forestales y Sociedad de la Oregon State University (OSU) en Corvallis, Oregón., EE.UU. Sus líneas de investigación son variadas dentro de las Ciencias Forestales, pero tiene un particular interés en la ecología forestal básica y aplicada como las bases fundamentales para la aplicación de tratamientos silviculturales tanto a nivel de bosques naturales como en plantaciones. Su tesis de doctorado estuvo focalizada en aspectos teóricos y prácticas para entender los mecanismos sucesionales y los procesos ecológicos que subyacen a la regeneración de especies que fomentan la sucesión forestal y aquellas especies que la detienen. Ha publicado 37 trabajos científicos que incluyen revistas indexadas y con comité editor (26), capítulos de libros editados (11), un manual de plantaciones con especies nativas y más 40 presentaciones en congresos científicos nacionales como internacionales. Actualmente, es Profesor Asistente de Ecología Forestal y Silvicultura en la Universidad de Aysen en Coyhaique, Chile, y es miembro del directorio de la Agrupacion de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo (AIFBN, 2017-2019).

INTRODUCCIÓN

Pablo J. Donoso, Daniel P. Soto, Álvaro Promis

Avances en la investigación forestal en bosques nativos: del primer al segundo Coloquio

En el año 2011 se realizó el primer Coloquio de Silvicultura de los Bosques Nativos Templados de Sudamérica, lo cual dio origen al libro "Silvicultura en Bosques Nativos: Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelandia" (Donoso y Promis 2013), el primer volumen de la serie Estudios en Silvicultura de Bosques Nativos. Este libro permitió tener una visión del estado actual de la investigación en ecología aplicada, silvicultura y manejo forestal en bosques nativos en Chile y en bosques dominados por especies del género *Nothofagus* en Argentina y Nueva Zelandia. En diciembre del año 2015 se realizó el segundo coloquio. La confección de este libro es resultado de dicho coloquio, y es el segundo volumen de la serie señalada.

En el segundo Coloquio, así como en el primero, se logró nuevamente convocar a investigadores de los bosques templados de ambos países de Sudamérica que albergan este tipo de bosques, es decir de Chile (veinte autores en nueve capítulos) y Argentina (seis autores en dos capítulos). Adicionalmente participaron destacados investigadores de universidades de la costa oeste de los Estados Unidos (cinco autores en dos capítulos), región geográfica que se caracteriza por sus bosques templados costeros lluviosos. Aparte del hecho de que este segundo Coloquio convocó más investigadores que generaron más capítulos con respecto al primer Coloquio, es necesario destacar dos aspectos que eran parte de nuestro desafío para el segundo Coloquio: 1) Se pudo contar con una mayor participación de colegas e investigadores del extranjero, en este caso provenientes de Argentina y de Estados Unidos y 2) hubo participación de investigadores de ambas instituciones forestales del Estado de Chile, la Corporación Nacional Forestal y el Instituto Forestal. Con esta diversidad de autores de distintas regiones e instituciones se enriquecen las perspectivas de la investigación y así se nutren las discusiones para avanzar en definitiva al objetivo mayor que es el manejo sostenible de los bosques nativos.

En el primer Coloquio 11 investigadores presentaron sus avances en investigación, de las que ocho se transformaron en capítulos del primer libro de la serie (Donoso y Promis 2013). En cambio, para el segundo coloquio 16 investigadores realizaron exposiciones, de las cuales 13 se convirtieron en capítulos del presente libro. En su conjunto con este grupo de investigadores se generaron los 13 capítulos de este libro, los cuales se dividieron en tres secciones: Ecología Forestal, Silvicultura y Manejo, y Degradación y Restauración. Los temas y contenidos de estos capítulos reflejan la existencia de un proceso dinámico en la investigación en silvicultura, y un interés creciente sobre los tópicos relacionados con la restauración y la degradación de bosques. Estos últimos temas han tomado gran fuerza durante estos últimos años ya que mientras aumenta la superficie de bosques degradados, consecuentemente, aumentan también las demandas y los desafíos para restaurar estos bosques. La mayor investigación en degradación y restauración de bosques con respecto de aquella directamente

relacionada con la silvicultura y el manejo de bosques, es un reflejo de lo que está ocurriendo en muchas regiones forestales, y también de los mayores recursos hoy disponibles para investigaciones en dichos ámbitos. Como la restauración es un proceso que incluye regenerar los bosques degradados, pero también puede incluir controlar las trayectorias sucesionales en función de los requerimientos de sus propietarios (privados, Estado, ONGs, etc.), el conocimiento teórico y práctico de la silvicultura de los bosques nativos es fundamental para abordar estos desafíos de la restauración de bosques degradados (Bannister *et al.* 2016). En consecuencia, es urgente potenciar la investigación conceptual y aplicada para restaurar los bosques degradados y al mismo tiempo para valorizar los bosques, mediante la silvicultura, desde la perspectiva de la provisión de múltiples bienes (principalmente madera de alta calidad en bosques nativos) y servicios. El presente libro es un reflejo de las dos principales vertientes necesarias en la investigación fundamental en bosques nativos, la ecología y silvicultura, ya sea para el manejo sostenible o para restaurar los bienes y servicios perdidos luego de décadas de degradación de los ecosistemas forestales.

Los constantes y cambiantes desafíos para el manejo forestal sostenible de los bosques nativos

En la Introducción del libro de Donoso y Promis (2013) se presenta un diagnóstico sobre los obstáculos para la implementación de una adecuada silvicultura en los bosques nativos, siendo uno de ellos la falta de una política permanente para el manejo forestal sostenible. El año 2015 se redactó para Chile una política forestal para el período comprendido entre los años 2015 y 2035 (Consejo de Política Forestal 2016), en la que se presentan 14 desafíos para alcanzar un Desarrollo Forestal Sustentable. Buena noticia. Sin embargo, sólo uno de esos desafíos trata directamente sobre el bosque nativo, el que señala "Incorporar el bosque nativo al desarrollo sustentable, mediante el incentivo y la regulación del manejo, el fomento a la asociatividad y la investigación para el desarrollo de tecnología e innovación que amplíe el uso de los productos del bosque". Al mismo tiempo, de las 26 visiones del sector forestal señaladas en este documento, sólo dos relevan al bosque nativo, expresando fundamentalmente el deseo de que el bosque nativo esté efectivamente incorporado al desarrollo forestal sustentable del país. El diagnóstico en este documento señala los criterios extractivos dominantes usados en las intervenciones de los bosques nativos chilenos han resultado en millones de hectáreas con elevados niveles de degradación, lo cual ha hecho desaparecer prácticamente a las maderas nativas del mercado (excepto por la leña). Considerando que la Política Forestal establece una ambiciosa meta de lograr un millón de hectáreas de bosques nativos incorporados al manejo forestal sustentable al año 2035, el rol de la investigación aplicada para el manejo de los bosques nativos debe ser crucial. Debe incrementarse entonces el financiamiento para este tipo de investigación, la cual debe ser adoptada por las instituciones u organizaciones que establecen contacto con los propietarios de bosques, de modo ese el conocimiento relativo a mejores prácticas de manejo se implemente en terreno. La efectividad de la política forestal dependerá entonces de una sólida gobernanza (acuerdos entre el Estado y la sociedad civil) que potencie el manejo sostenible y reduzca la constante degradación de los bosques (Reyes *et al*. 2014).

De los obstáculos señalados el año 2013 también se resaltó que había una creciente escasez de profesionales interesados en estudiar o investigar temas relacionados con la silvicultura. Aunque se nota aún una escasez de profesionales jóvenes interesados en muchos aspectos de la silvicultura, en los últimos años se han incorporado cerca de una decena de nuevos doctores en ciencias forestales o afines al medio nacional chileno, con especialidades en silvicultura, ecología forestal o restauración de bosques. Si bien esta es una buena noticia, está por verse si las nuevas generaciones de ingenieros forestales (formación de pregrado), principalmente, estarán a la altura para enfrentar los desafíos del manejo forestal sostenible de los bosques nativos.

Para que ello se logre se requiere una sólida formación teórica y práctica en ecología y silvicultura de los bosques nativos. Con respecto a la formación teórica en bosques nativos, creemos que ésta es insuficiente al observar las mallas curriculares de las carreras ingeniería forestal en Chile. Con respecto a la formación práctica, un dato objetivo es que la gran mayoría de los futuros ingenieros forestales se están formando en la zona central del país (Santiago y Concepción) donde, por enfoques académicos y por ubicación geográfica, se merma especialmente el contacto con otros tipos forestales importantes en el desarrollo forestal del sur del país.

Con respecto al financiamiento para investigaciones en silvicultura la situación actual no es alentadora. Seguramente debido a las preocupaciones derivadas por el avance del desierto hacia el sur, y la creciente ocurrencia de incendios forestales de gran escala, los últimos llamados a concursos del Fondo de Investigación en Bosque Nativo que administra CONAF se han focalizado en restauración de bosques mediterráneos y formaciones xerofíticas en la zona central del país. Ello ha ocurrido a pesar de la dramática situación de degradación de los bosques nativos en la zona de mayor presión de uso de estos bosques, es decir entre los 37 y los 43°S (Región de La Araucanía hasta Región de Los Lagos). Con este escenario las investigaciones en ecología aplicada y silvicultura de bosques nativos en estas y otras regiones del sur se ven dramáticamente reducidas, lo que impacta negativamente tanto en el desarrollo forestal y la conservación de estos bosques, así como también en el desarrollo profesional de los investigadores.

La estructura del presente libro

Como se señalara más arriba este libro se dividió en tres grandes secciones a la luz de los trabajos presentados. La primera sección, de Ecología Forestal, incluye tres trabajos que tratan de la ecología de la regeneración en sitios con perturbación artificial de suelos escarificados (D. Soto y K. Puettmann), de la ecología de claros de bosques (A. Promis) y la fitosociología como herramienta metodológica para el diagnóstico florístico y ecológico de los bosques (J. Cabello, C. Navarro y JC Gégout). La sección de Silvicultura y Manejo incluye cinco trabajos que versan sobre el crecimiento (C. Salas, A. Fuentes, P. Donoso, C. Matus y D. Soto), la silvicultura (P. Donoso, D. Ponce, C. Salas) y el manejo (C. Navarro y J. Cabello) de los bosques secundarios en Chile, sobre la silvicultura de bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina (G. Loguercio, M. Urretavizcaya, M. Caselli y G. Defossé) y sobre el potencial del silvopastoreo, que sin duda es un tema transversal en los bosques del Cono Sur (C. Zamorano). Finalmente, la sección Degradación y Restauración incluye también cinco trabajos. Dos de estos trabajos son sobre degradación, uno de carácter conceptual para bosques adultos de Chile (A. Vásquez-Grandón, P. Donoso, V. Gerding) y el otro sobre variables asociadas a la degradación de bosques de *Nothofagus pumilio* en Argentina (J. Bava y C. Quinteros). Los otros tres trabajos de esta sección son sobre restauración, uno en los bosques de Chiloé (J. Bannister, K. Kremer, B. Schlegel, N. Carrasco-Farías) y dos en bosques de la costa oeste de los Estados Unidos, en bosques de *Sequoia sempervirens* (K. O'Hara, L. Leonard, C. Keyes, L. Narayan) y en bosques de *Pseudotsuga mensiezzii* (K. Puettmann). En conjunto esta gran diversidad de trabajos permiten a los lectores recorrer no sólo múltiples bosques de diversas regiones de América, sino que leer diferentes perspectivas para su correcto manejo de acuerdo a sus condiciones de desarrollo, conservación o de acuerdo a los intereses de los propietarios.

Esperamos en consecuencia que este segundo libro de la serie "Silvicultura en bosques nativos" sea de interés, y en especial sea útil, para los lectores, silvicultores y tomadores de decisiones, y que contribuya de esa forma a un mejor manejo y restauración de nuestros bosques nativos. Creemos que este es un aporte más para que en definitiva se recuperen los valores y las riquezas perdidas en muchos bosques templados mal tratados en el pasado. Los nuevos conocimientos teóricos y prácticos para el

manejo y restauración de los bosques deberían fluir hacia quienes en definitiva intervienen los bosques. Si bien la tarea del manejo forestal sostenible es compleja, es fundamental la generación de mayores y mejores puentes de comunicación entre los investigadores, las instituciones que hacen extensión y capacitación en silvicultura, y los propietarios de bosques nativos. He aquí parte de esa ecuación, los resultados de investigaciones de aplicación práctica para el buen manejo de nuestros bosques templados.

Referencias

Bannister JR, PJ Donoso, R Mujica. 2016. La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. *Bosque* 37(2): 229-235.

Consejo de Política Forestal. 2016. Política Forestal 2015-2013. Santiago, Chile. Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal (CONAF). 75 p.

Donoso P, A Promis eds. 2013. Silvicultura en Bosques Nativos. Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelandia. Estudios en Silvicultura de Bosques Nativos Vol. 1. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. 226 p.

Reyes R, C Sepúlveda, L Astorga, 2014. Tensiones y conflictos entre las fuerzas de mercado y las demandas de la ciudadanía. En: C Donoso, M González y A Lara (Eds.), Ecología Forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile, pg. 693-720.

SECCIÓN I. ECOLOGÍA

SECTION I. ECOLOGY

1 Manejo del nicho realizado a través de la alteración del suelo mejora la regeneración natural en bosques primarios con corta selectiva: Vinculando teoría con práctica

Managing the realized niche through ground disturbance improves the natural regeneration in high-graded old-growth forests: Linking theory with practice

Daniel P. Soto*, Klaus J. Puettmann

Resumen

Avances en la investigación ecológica han llevado a aumentar la comprensión de los sistemas socio-ecológicos de mejor manera. Sin embargo, la incertidumbre resultante del uso excesivo de los recursos naturales, hacen imprescindible aumentar los esfuerzos científicos conducentes a integrar teorías ecológicas con soluciones prácticas a los problemas ambientales. Una importante amenaza a la integridad de los ecosistemas forestales es la degradación de bosques, que se reconoce como un problema abrumador y complicado de evaluar debido a diferentes limitaciones y valores socio-ecológicos. Una de las etapas sucesionales más afectadas por la degradación de bosques son los bosques adultos debido a la calidad de sus maderas y altos rendimientos volumétricos. Se reconoce que cortas selectivas (i.e., cosecha de los mejores árboles con objetivos únicamente madereros) es uno de los principales responsables de este problema, especialmente en los países en desarrollo. Por lo general, después de esta práctica se pone poca atención a la regeneración, y la vegetación indeseable en el sotobosque puede dominar durante largos periodos de tiempo, estancando la recuperación de los bosques y su desarrollo sucesional. Después de cortas selectivas, el manejo de la vegetación del sotobosque a través de la alteración del suelo (i.e. escarificado del suelo superficial del suelo) se ha propuesto como una herramienta de restauración para favorecer la regeneración de especies de árboles deseadas, mayoritariamente pioneras. En este trabajo se investigó la eficacia de la alteración de suelo en bosques adultos dominados por especies de *Nothofagus* en Los Andes del centro-sur de chile luego de ser cosechados con cortas selectivas. En estos bosques, después de estas cortas el sotobosque es comúnmente dominado por una densa cobertura de colihue (*Chusquea culeou*), que estanca la sucesión forestal inhibiendo la regeneración árborea durante prolongados períodos de tiempo. En este capítulo se utilizó el concepto de nicho de Hutchinson, y su relación con la regeneración de especies arbóreas que fomentan el desarrollo sucesional (*Nothofagus* y especies de sucesión tardía) y la cobertura de colihue, para entender mejor las variables que estimulan la regeneración de los diferentes grupos de plantas y, por lo tanto, los mecanismos sucesionales detrás de los efectos de la alteración del suelo para superar el estancamiento del desarrollo sucesional mediante el estímulo de la regeneración arbórea. A través de ordenación multivariada (ACC) y el modelado de nicho (NPMR) se investigó la dirección y la magnitud de los desplazamientos de los nichos realizados, y las variables ambientales responsables de estos cambios. Los resultados mostraron que la alteración del suelo amplió el nicho realizado para especies pioneras de larga (*Nothofagus dombeyi* y *N. alpina*) y de corta vida (*Fuchsia* spp. y *Ribes* spp.), y redujo el nicho realizado de colihue y especies arbóreas de sucesión tardía de larga vida (*Saxegothaea conspicua* y *Laureliopsis philippiana*). Estos patrones fueron apoyados por el impacto de la alteración del suelo sobre la cubierta de hojarasca (-) y el contenido de agua del suelo (+), que afectaron negativamente la cobertura de colihue (-) y favorecieron a los grupos de especies pioneras de larga (*Nothofagus*) y corta vida. Sorprendentemente, la luz tuvo un efecto secundario en el cambio del nicho para la regeneración de los árboles durante las primeras etapas de la sucesión secundaria (8 años desde la alteración del suelo). El uso del concepto de nicho nos permitió comprender la importancia relativa de los factores que conducen a la sucesión detenida en estos bosques. La vinculación del concepto ecológico a los tratamientos de restauración permite una mejor comprensión de los procesos y mecanismos subyacentes en la sucesión forestal dominada por una mezcla de colihue, especies pioneras y de sucesión tardía, y es útil para determinar en qué situaciones prácticas de restauración activa pueden aplicarse con éxito.

Palabras clave: bosque adulto, colihue, cortas selectivas, sucesión arrestada, *Nothofagus*, regeneración.

* Autor de correspondencia: dsoto79@gmail.com.

Abstract

Advances in ecological research have led to better understanding of the socio-ecological systems. However, uncertainty resulting from the overuse of natural resources in addition to global changes necessitate increased scientific efforts through the integration of ecological theories in order to provide effective solutions to environmental issues. An important threat to the integrity of forest ecosystems is forest degradation, which is recognized as an overwhelming planetary issue that is complicated to evaluate due to different socio-ecological constraints and values. Among the forest stages most impacted by degradation are primary forests due to the quality and yield of their timber; the harvest of this timber greatly heightens the impact on system productivity and biodiversity in different forest biomes. It is recognized that high-grading (i.e., selective harvesting of the best trees based on timber goals) is mainly responsible for this issue, especially in developing countries. Typically, after high grading, little attention is paid to tree regeneration, and undesirable understory vegetation often dominates for a long period, stagnating forest recovery and succession. After high-grading, managing understory vegetation through ground disturbance has been proposed as a restoration tool to encourage the regeneration of desirable tree species. In this work, we investigated the effectiveness of ground disturbance in high-graded *Nothofagus* (southern beeches) old-growth forests in the Chilean Andes. In these forests, after high grading the understory is typically dominated by dense tickets of colihue (*Chusquea culeou*), which has been shown to delay succession by preventing the regeneration of pioneer tree species for extended periods. We utilized the Hutchinson's niche concept, as related to regenerating tree species and colihue, to better understand the variables shaping the different plant groups and thus the mechanisms behind the impacts of ground disturbance on overcoming stagnation in succession by encouraging tree regeneration. Multivariate ordination (CCA) and niche modeling (NPMR) were used to investigate the shape, direction, and magnitude of realized niche shifts, and the environmental variables responsible for these shifts. The results showed that ground disturbance expanded the realized niche for early-seral tree species and constrained it for bamboo and late-seral tree species. These patterns were supported by the impact of ground disturbance on litter cover (-) and soil water content (+), which affected bamboo cover (-) and favored to early-seral trees (+). Surprisingly, light had less influence on shifting the niche for tree regeneration during early stages of succession (8 years following ground disturbance). Utilizing the niche concept allowed us to understand the relative importance of factors that lead to delayed or arrested succession in these forests. Linking ecological concept to restoration treatments provided a better understanding of underlying processes and mechanisms, and will be helpful to determine in which situations such restoration practices can be applied successfully.

Keywords: arrested succession, colihue, high-grading, old-growth forests, *Nothofagus*, regeneration.

Introducción

En muchas partes del mundo gran parte del bosque nativo ha sido transformado en plantaciones u otro uso de suelo o ha sido degradado (FAO 2010). En los bosques andinos de Chile, la gran cantidad de bosques degradados que existen se debe en su mayoría a cortas selectivas (i.e., extracción de árboles de alta calidad y rendimiento volumétrico, dejando sólo árboles de menor calidad o en malas condiciones sanitarias y de forma; Donoso y Lara 1996, Bahamondez *et al.* 2009) y al poco interés en la regeneración de bosques (Soto 2017, Soto y Puettmann 2017). Por ejemplo, en Chile, se ha estimado que la regeneración en bosques sólo ha tenido un escaso éxito luego de intervenidos (Donoso y Lara 1996, Lara *et al*. 2016), lo que sugiere una falta de resiliencia de estos (i.e. la capacidad del ecosistema para absorber el disturbio y mantener sus funciones). El fracaso de la regeneración en bosques intervenidos pareciera deberse, al menos parcialmente, a la expansión del bambú (*Chusquea culeou*) en los sotobosques. En estas condiciones, las especies de *Chusquea* a menudo crecen en densos matorrales que impiden la regeneración natural y de otras especies de árborea por largos períodos de tiempo (Veblen *et al*. 1980, Veblen 1982, González *et al*. 2002). Bosques con árboles dañados o con poca vigorosidad y un amplio dominio de bambú en el sotobosque son considerados indeseables ecológicamente, en términos de condiciones estructurales y composicionales (González *et al*. 2002, Reyes *et al*. 2013, Soto *et al*. 2015, Soto y

Puettmann 2017). En general, estas condiciones tienen consecuencias negativas en el largo plazo, especialmente términos económicos y otros servicios ecosistémicos cuando son comparados con bosques manejados bajo los principios de silvicultura y sustentabilidad que promueven una alta productividad y diversidad biológica en bosques (Lu y Boungiorno 1993).

La preocupación por las implicaciones ecológicas y económicas de las cortas selectivas con subsecuentes sotobosques dominados por especies de *Chusquea* se ha ido incrementando durante las últimas décadas, y esto se ha visto reflejado no sólo en el aumento de investigaciones y discusiones políticas, sino que también en esfuerzos de restauración (Donoso y Lara 1996, Bahamondez *et al*. 2009, Donoso y Soto 2010, Reyes *et al*. 2013, Zamorano-Elgueta *et al*. 2014, Bannister 2015, Soto *et al*. 2015, Bannister *et al*. 2016, Soto 2017, Soto y Puettmann 2017). Estos esfuerzos crean una oportunidad para unificar problemas prácticos en el proceso de restauración de bosques con la teoría ecológica, para entender mejor los impactos de las prácticas de manejo sobre los procesos y funciones ecológicas, y para refinar las teorías ecológicas y sus aplicaciones, con el objetivo de entender mejor el alcance de la inferencia de los estudios experimentales y observacionales (véase en Falk *et al*. 2006). Los cambios en las condiciones ambientales y de recursos luego de las cortas selectivas, en conjunto con la regeneración y los atributos competitivos de las especies de *Chusquea*, son los responsables de mantener estos bosques en un estado de estabilidad alternativo durante un periodo extendido de tiempo (*sensu* Beisner *et al*. 2003, Drever *et al*. 2006, Soto 2017).

Uno de los conceptos claves utilizados para entender el desarrollo de la sucesión es la teoría de nicho (Chase y Leibold 2003) y también podría resultar útil para entender la falta del desarrollo sucesional en bosques con cortas selectivas en Los Andes del centro-sur de Chile. Comúnmente un nicho ecológico es definido por la posición y tipo de tolerancia de una especie (normalmente descrita como presencia) en conjunto con los gradientes ambientales. Hutchinson (1957) dividió los nichos en dos tipos, nicho fundamental y realizado. El nicho fundamental es definido como el rango de recursos y dimensiones ambientales en las que una especie puede sobrevivir y reproducirse cuando no existe la competencia con otra especie y/o la depredación por parte de enemigos naturales (figura 1.1). En contraste, el nicho realizado está reducido por los efectos competitivos de otras especies y la herbivoría (figura 1.1). Este trabajo está basado en el planteamiento de Chase y Leibold (2003) en cuanto a que el concepto de nicho es una herramienta poderosa para unificar investigaciones y enfoques teóricos discrepantes, y se utiliza para enfrentar problemas ambientales de una manera práctica y precisa. La cuantificación del nicho ecologico de diferentes grupos de plantas puede entregar información sobre qué tan lejos los resultados de los estudios de campo pueden ser extrapolados a otras condiciones boscosas, y tal vez incluso hasta diferentes ecosistemas (Hobbs *et al*. 2009). Específicamente, la teoría de nicho es utilizada en este capítulo para ayudarnos a comprender cuáles son los factores ambientales que moldean la dinámica forestal luego de cortas selectivas, así como de tratamientos de restauración, tal como la alteración de suelo.

Preguntas del estudio

1. ¿Cuáles son las variables que definen el nicho realizado luego de la corta selectiva en diferentes grupos ecológicos, específicamente la *Chusquea* (especie que detiene y/o retrasa la sucesión forestal) y especies de árboles pioneras (especies indicadores de procesos de sucesión)?

2. ¿Cómo los tratamientos de restauración de bosques degradados, como la alteración de suelo, modifican el nicho realizado de estos grupos de especies?

3. ¿Cuáles mecanismos son responsables de las formas y modificaciones de los nichos de especies luego de la cosecha y la alteración de suelo?

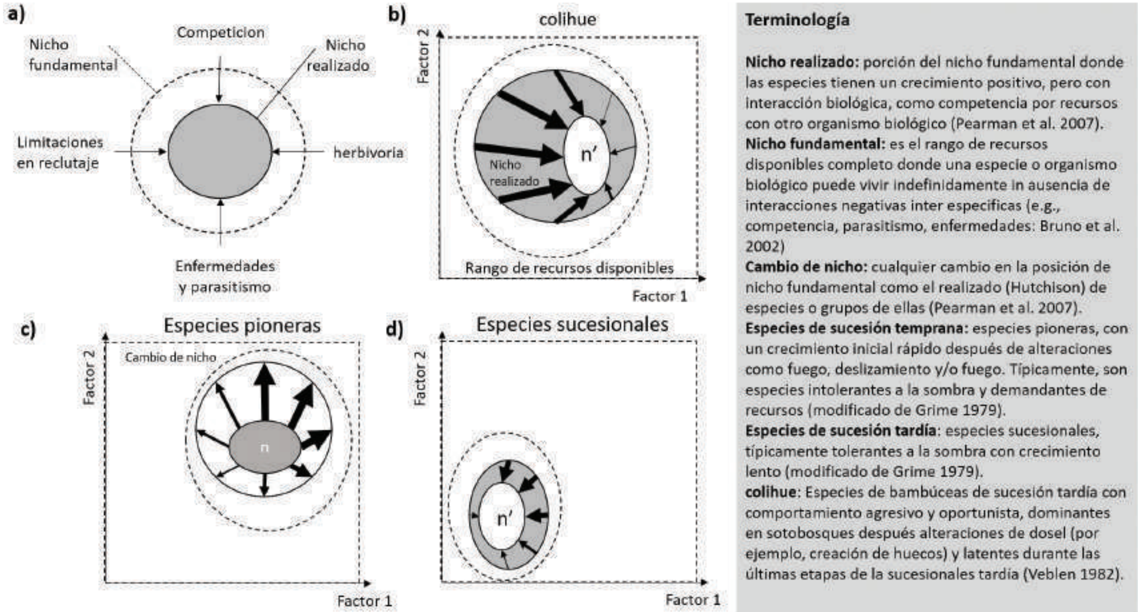


Figura 1.1 Modelo conceptual que representa los nichos fundamentales y realizados de Hutchinson (modificado de Bruno *et al.* 2003, panel a). Área color gris rodeado por una línea continua representa los nichos realizados para la cubierta de colihue (b) y para especies pioneras (c) y de sucesión tardía (d) luego de la corta selectiva. Los efectos de la alteración de suelo se muestran en círculos blancos con líneas continuas, destacando el cambio en el nicho (n'), su dirección (flechas) y magnitud de cambio (flechas de distinto tamaño) para el colihue (reducción; b) y para especies pioneras (expansión; c) y de sucesión tardía (reducción; d). Factores 1 y 2 representan los principales gradientes ambientales en el bosque.

Metodología

Sitio de estudio. Los sitios de estudio se ubicaron en la reserva biológica Huilo-Huilo, donde en las últimas dos décadas se han implementado ampliamente tratamientos de restauración por medio de la escarificación superficial del suelo (ver detalles en subtitulo abajo). Los bosques estudiados se ubican entre 39° y 40° S, y desde los 800 hasta los 1000 m s.n.m. en Los Andes del centro sur de Chile (figura 1.2). Se seleccionaron al azar cuatro rodales dentro del tipo forestal coihue-raulí-tepa donde se floreó el bosque (cosecha selectiva, realizada entre los años 2001-2002) y después se implementaron tratamientos de restauración (alteración de suelo, realizada el entre los años 2005-2006). Se seleccionaron rodales que tenían 8 años después de implementados los tratamientos de restauración. Los rodales tienen un área de al menos 10 ha y cubren suelos planos o con pendiente moderada (<20°). Las características generales de los sitios y las condiciones de los bosques se presentan en la cuadro 1.1.

Las condiciones del presente estudio son representativas de la zona donde los bosques de *Nothofagus dombeyi* y *N. alpina* spp. del tipo forestal Coihue-Raulí-Tepa son más productivos (Donoso *et al.* 1986). En los bosques estudiados predomina las especies *N. dombeyi* y *N. alpina* con *Saxegothaea conspicua, Laureliopsis philippiana,* y *Dasyphyllum diacantoides.* Más detalles sobre la estructura, composición, y dinámica de bosques se pueden encontrar en Veblen *et al.* (1980), Donoso *et al.* (1986), y Pollmann y Veblen (2004).

El clima en esta zona es polar andino con veranos cortos y secos (diciembre-marzo) e inviernos húmedos (junio-septiembre). La precipitación anual llega a los 3500 mm (Reyes *et al*. 2014) principalmente en forma de nieve en invierno. La temperatura media anual es de 9 °C, con un promedio de 4 °C en el



Figura 1.2 Condiciones del dosel arbóreo luego de la corta selectiva en los cuatro sitios seleccionados de Los Andes chilenos. a) Rincón del diablo, b) Lago Chan-Chan, c) bosques Piedras Negras y d) Valle Hermoso (ver más detalles en Soto 2017). Nótese el sotobosque de todos los sitios están dominados por colihue. Además, todos los sitios poseen un estructura y composición similar, por ejemplo, coihue y raulí que pueden proveer fuentes de semillas para una potencial regeneración después del escarificado superficial del suelo.

Cuadro 1.1 Descripción de los sitios de estudio.

Características	Rincón del diablo	Lago Chan-Chan	Piedras negras	Valle Hermoso
Latitud (°)	39°49´20	39°49´53	39°54´33	40°01´07
Longitud(°)	71°52´27	71°50´34	71°56´50	71°52´32
Altitud (masl)	1050	1200	1030	970
Altura máxima* (m)	41	34,6	39	44
Densidad (árboles por ha)	145	137	273	285
DBH (cm)	44,0	40,5	34,1	35,4
Área basal (m^2 ha^{-1})	50,6	55,8	54,9	63,3
Densidad de árboles muertos (árboles por ha)	13	25	13	20
Área basal de árboles muertos (m^2 ha^{-1})	13,9	19,7	7,5	20,9
Área escarificada** (%)	45,8	32,5	33,8	24,1
Pendiente (%)	0-15	0-20	0-15	0-20
Orientación	Sureste	Suroeste	Este	Sureste
Textura de suelo	limo arenoso	limo arenoso	Arena gruesa	limo

* Altura máxima basada en los diez árboles más altos por sitio. ** La escarificación de suelo fue mapeada con una resolución de 1 m^2.

mes más frío (agosto) y 16°C en el mes más caluroso (febrero). Las temperaturas extremas pueden variar desde -10 °C hasta 30 °C y es común la presencia de 30 a 50 heladas anuales, concentrándose principalmente durante los meses invernales (Soto *et al*. 2009).

Los suelos son una combinación de los órdenes andisol (Acrudoxic Hapludand) e inceptisol (Andic Dystrudepts), son mésicos, mixtos y gruesos (CIREN 2001; Reyes *et al.* 2014), con una estructura estratificada. El suelo está compuesto por distintas capas de materiales volcánicos, tales como escoria y arena, con una textura gruesa a media (CIREN 2001). Estos suelos son ácidos o moderadamente ácidos (pH de 5,3 a 5,7), tienen un horizonte A de cerca 20 cm de profundidad, alto contenido de materia orgánica (35%), alta capacidad de retención de agua (>250 mm en 1 m de profundidad), bajo contenido total de nitrógeno (0,6%), fósforo disponible (P Olsen 20 mg Kg^{-1}) y potasio (305 mg Kg^{-1}), una buena relación C/N (12), y además de una baja saturación de aluminio (>2%; Reyes *et al.* 2014) (cuadro 1.1).

Alteración del suelo

La escarificación mecánica del suelo fue realizada con maquinaria pesada (bulldozer Komatsu D4 de 5400 kg con una cuchilla horizontal) en los veranos del 2005 y del 2006. Estas operaciones removieron los rizomas y raicillas de colihue entre 20 y 40 cm del suelo superficial (Reyes *et al*. 2014, Soto y Puettmann 2017). El área alterada real dependió de la distribución de árboles residuales y de la presencia árboles muertos en pie y de troncos en el piso forestal. Esto lleva normalmente a áreas mayores (i.e. claros de dosel) conectadas por vías angostas (escarificados) formando una red compleja de nodos interconectados (D. Soto, observación personal). Además, tales operaciones evitan normalmente remover la regeneración establecida en parches agrupados de especies deseadas como los *Nothofagus* y de sucesión tardía, que re-inician la sucesión secundaria (Donoso 1993, Pollmann y Veblen 2004). El área escarificada afectó entre un 24 y 46% del área total intervenida en los rodales estudiados (cuadro 1.1). La alteración del suelo afectó las propiedades químicas y físicas del suelo, las cuales son descritas por Reyes *et al.* (2013, 2014), pero es relevante mencionar que estas especies están adaptadas a grandes alteraciones en Los Andes de Chile (Veblen y Ashton 1978, Pollmann y Veblen 2004).

Diseño de estudio y mediciones

Muestreo de la regeneración. Luego de 8 años de la implementación de la alteración del suelo, se dispusieron al azar parcelas rectangulares de 1 hectárea (más una zona de amortiguamiento de 10 m a cada lado) en cuatro rodales (cuadro 1.1). Las parcelas se dividieron en cuadrantes de 10x10 m y se colocaron centros de parcelas circulares de regeneración de 2 m^2 en las intersecciones de la red. En estas parcelas, el porcentaje de cobertura de colihue fue evaluada a través de estimación ocular. También se registró la presencia de todas las plantas vasculares y las especies arbóreas. Para las parcelas de regeneración se midieron las siguientes variables: (1) suelo mineral expuesto (MS, %), cobertura del mantillo (mantillo, %), material leñoso muerto (CWD, residuos leñosos sobre 10 cm en diámetro, %), (4) micro topografía (MT: plano, convexo, cóncavo y mixto), (5) resistencia del suelo a la penetración (RP) en kPa a través de un penetrometro de cono FieldScout, y contenido volumétrico de agua en el suelo (SWC) usando un TDR.

Manejo de datos. Los valores de cobertura de colihue (%) se transformaron a escala logarítmica para mejorar la normalidad de los datos. Las especies arbóreas se dividieron en tres grupos funcionales basados en longevidad, tolerancia a la sombra, altura, características de la copa y raíz, tamaño de la semilla y dispersión:

1. LLES, especies arbóreas pioneras de larga vida, (*N. dombeyi*, *N. alpina*), longevidad >500 años. Intolerante a la sombra, de gran tamaño (altura y diámetros), copa de poca profundidad, sistema radicular napiforme, y semillas pequeñas diseminadas por el viento (Donoso 2006).

2. SLES, especies pioneras de corta vida, (*Ribes* spp. y *Fuchsia* spp.), longevidad ~ 30–50 años, baja estatura (<3 m), sistema radicular plano y pequeño, y frutas carnosas diseminadas por pájaros y mamíferos pequeños (Donoso 2006).

3. LLLS, especies de sucesión tardía de larga vida (*L. philippiana* y *D. diacantaoides*), longevidad >500 años, tolerante a la sombra, estatura intermedia, copa profunda, sistema radicular profundo y semillas diseminadas por el viento (Donoso 2006).

Análisis estadístico. Análisis de correspondencia canónica (ACC; ter Braak 1986) fue usado para indicar los gradientes comunitarios entre la cubierta de colihue (escala logarítmica, para mejorar normalidad de los datos) y la ocurrencia especies LLES, SLES y LLLS con variables ambientales asociadas (ter Braak 1986). El ACC describe de forma suscinta las preferencias del nicho diferencial de grupos de plantas (ter Braak 1986). Los predictores usados fueron la disponibilidad de luz, S, RP, SWC, CWD, MS, mantillo y MT. El análisis de correlación de Pearson (*r*) fue usado para relacionar los grupos ecológicos, variables medioambientales predictoras y los ejes para identificar asociaciones. El análisis se ejecutó en el software in PAST 3.04 (http://folk.uio.no/ohammer/past/).

Se utilizó regresión no paramétrica multiplicativa (NPMR) en HyperNiche (McCune y Mefford 2009) para cuantificar la relación entre la presencia de las especies (grupos de plantas, datos binarios) y abundancia (escala Log de la cobertura del colihue) con gradientes ambientales (ejes del ACC). Los ejes de ordenación representan una medida integradora de los gradientes ambientales y de recursos asociados a los patrones dominantes de la composición comunitaria (sensu Jovan y McCune 2005, Reisner *et al.* 2013). Para las variables respuesta los modelos NPMR fueron utilizados los siguientes algortimos; estimador local medio y la función kernel gaussiano (ver McCune 2006). Los últimos ajustes de los modelo fueron evaluados usando el logaritmo del factor de Bayes (B_{12}) para los datos binarios, y el coeficiente de determinación cruzado (xR^2) para la abundancia (McCune 2006). Mayores detalles acerca del soporte matemático son entregados por McCune (2006).

Finalmente, para destacar y ayudar a interpretar las amplitudes y cambios de nichos realizados con y sin tratamientos de restauración (alteración del suelo), se modelaron elipses con un 95% confianza para los valores de presencia para cada tratamiento (suelo alterado y no alterado) sobre los valores de los ejes 1 y 2 de ACC. El mismo procedimiento para la cobertura de colihue utilizó solo parcelas con una cobertura sobre 5%.

Resultados y discusión

Este estudio cuantificó el nicho realizado en términos de recursos y condiciones ambientales que permiten al colihue dominar en el sotobosque y, de este modo retrasar la regeneración de especies deseadas de coihue y raulí (i.e. especies que fomentan el desarrollo sucesional del bosque luego de tratamiento de restauración). Los resultados destacan por qué la alteración de suelo a través de la escarificación superficial es un tratamiento exitoso en estos bosques (i.e. remoción del suelo superficial donde se eliminaron los culmos y la mayoría de los rizomas del colihue) (figura 1.3). La alteración del suelo amplió los nichos realizados de la regeneración de las especies arbóreas deseadas, y al mismo tiempo redujo el nicho realizado para el colihue (figura 1.4). La alteración del suelo ha mostrado ser una herramienta efectiva para alterar la vegetación del sotobosque y generar las condiciones a nivel de micrositio para el establecimiento de especies pioneras en diferentes ecosistemas forestales en el mundo (Örlander *et al*. 1996, Berger *et al*. 2004, Yoshida *et al*. 2005, Löf *et al*. 2012, Reyes *et al*. 2013, Soto y Puettmann 2017). En este estudio se muestra específicamente cómo este disturbio aumento el nicho realizado para especies que inician la sucesión secundaria, y que variables ambientales son responsables de este proceso.

Condiciones ambientales que modelan nichos realizados. El análisis de correspondencia canónica (ACC) mostro que los valores del eje 1 estuvieron

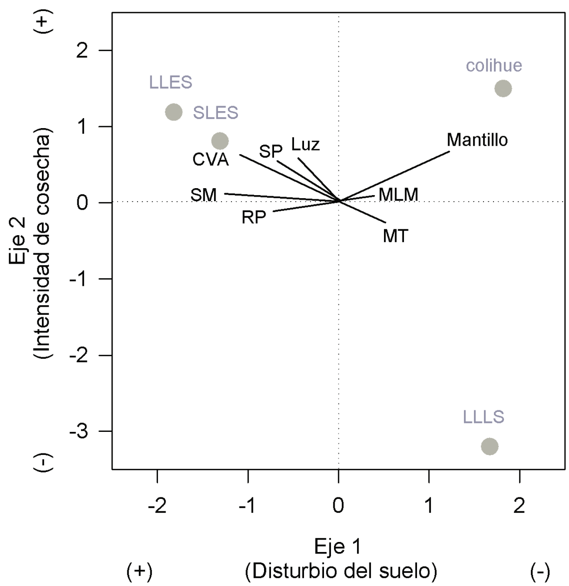


Figura 1.3 Resultado de la ordenación ACC para los distintos grupos de plantas y variables ambientales. SLES = especies pioneras de corta vida, LLES = especies pioneras de larga vida, LLLS = especies de sucesión tardía de larga vida, colihue: log % de la cobertura, MLM = material leñoso muerto (%), Mantillo = cobertura del mantillo (%), RP = resistencia a la penetración del suelo superficial (KPa), SP = riqueza de especies, CVA = contenido volumétrico de agua del suelo (%), SM = suelo mineral expuesto (%), Luz: disponibilidad de luz (% radiación total transmitida) y MT: micro topografía (plana, convexa, cóncava, mixta).

positivamente correlacionados (p < 0,0001) con el suelo mineral expuesto (MS), el contenido de agua del suelo (SWC) y la resistencia a la penetración (RP) (figura 1.3). Del mismo modo, los valores del eje 1 del ACC también se asociaron positivamente con la presencia de especies pioneras (LLES y SLES) y con la riqueza de las especies (S) (figura 1.3). Por otro lado, los valores del eje 2 del ACC estuvieron correlacionados positivamente con la abundancia de colihue y la cobertura del mantillo (figura 1.3), y negativamente con SWC, MS y las especies pioneras (LLES y SLES).

Los modelos NPMR que integraron como predictores a ambos ejes del ACC permitieron obtener la posición dentro de los gradientes ambientales dominantes (eje 1 variables asociadas a la alteración de suelo y eje 2 con variables asociadas con la cosecha) en los bosques estudiados. Los gráficos muestran que los distintos grupos vegetacionales se oponen entre sí (figura 1.4). Por ejemplo, los grupos LLES y SLES ocupan un mismo nicho realizado (figura 1.4). Esto quiere decir que la probabilidad de encontrar regeneración de especies SLES y LLES resultó mayor cuando los valores del eje 1 fueron pequeños (alta alteración del suelo) y altos para el eje 2 (con una mayor intensidad de cosecha o abertura de dosel) (figura 1.4). Por otro lado, la probabilidad de encontrar regeneración de LLLS fue lo opuesto en general a los grupos SLES, LLES y con el colihue (figura 1.4), eso quiere decir que una baja alteración de suelo y del dosel aumentaría la probabilidad de encontrar LLLS. Por otro lado, el colihue presentó una mayor abundancia cuando ambos ejes aumentaron sus valores, esto quiere decir cuando alteración de suelo fue baja, pero con una alta intensidad de cosecha o abertura de dosel (figura 1.4).

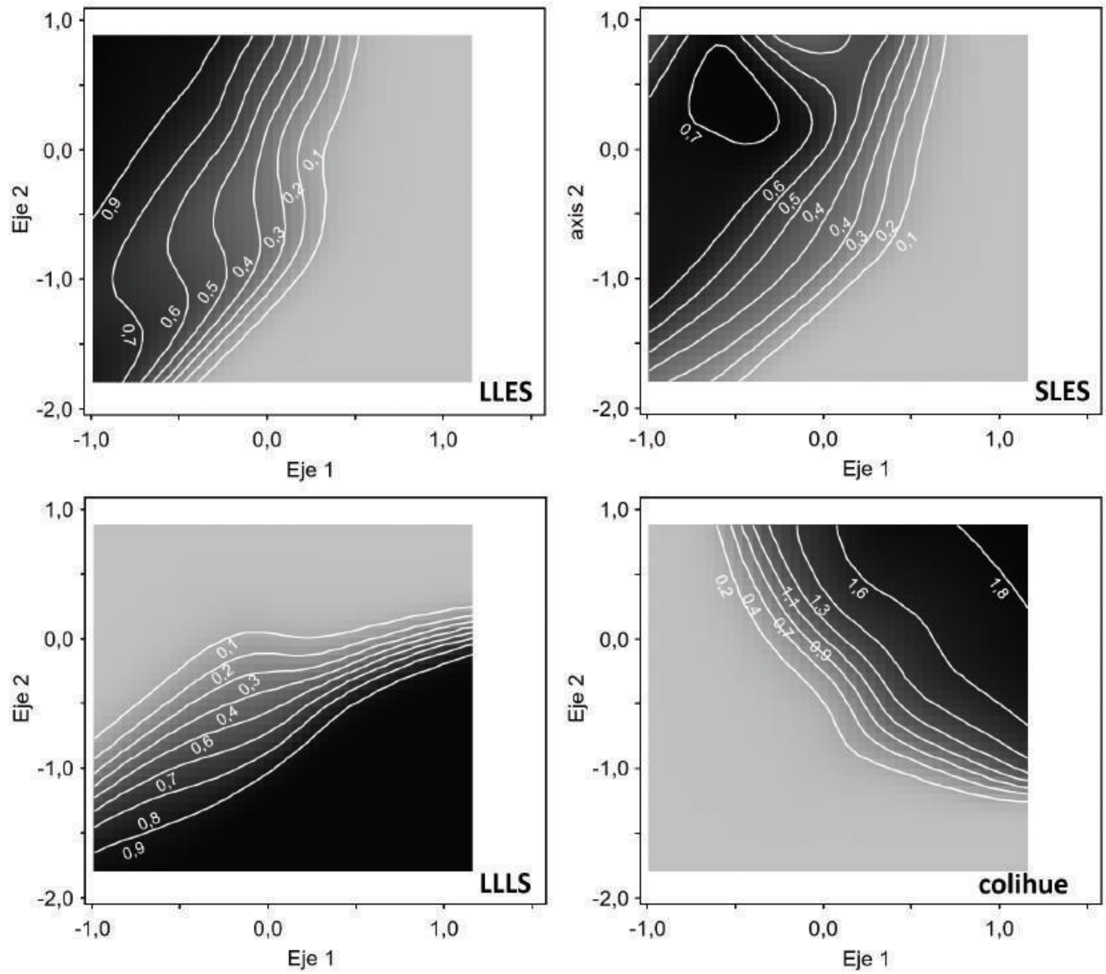


Figura 1.4 Gráficos NPMR-LM para la abundancia de colihue (log % de cobertura) y de probabilidad de encontrar regeneración de especies SLES, LLES, LLLS en función de los gradientes ambientales (i.e. valores de los ejes del ACC). El eje 1 representa el gradiente de alteración del suelo (menores valores del eje 1 representa mayor de alteración del suelo) y el eje 2 la intensidad de cosecha (mayores valores del eje 2 representa mayor disturbio del dosel).

A la luz de estos resultados, se podría argumentar lo siguiente; 1) el colihue remplaza a todos los grupos de especies, incluidas las especies LLLS en condiciones inalteradas y alteradas de dosel arbóreo y con baja alteración de suelo, como la han mostrados varios estudios (Veblen *et al*. 1980, Veblen 1982, González *et al*. 2002, Muñoz y González 2009, Soto y Puettmann 2017), 2) la expansión del nicho realizado del colihue durante los primeros años luego de corta selectiva, se podría atribuir principalmente al aumento de la disponibilidad de luz (Veblen 1982; González *et al*. 2002, Soto y Puettmann 2017), pero además relacionándose positivamente con la cobertura del mantillo y negativamente con el contenido de agua de suelo (figura 1.3). Estas condiciones permiten la expansión del nicho realizado del colihue. Además, esta expansión estuvo facilitada por el hecho que las especies pioneras no son competitivas en el contexto del sotobosque (Donoso 1993, Muñoz y González 2009, Caccia *et al.* 2015, Soto y Puettmann 2017). Así mismo, los densos matorrales de colihue aumentan en general la producción y acumulación

de mantillo en el suelo, lo cual podría ser considerado un ciclo de retroalimentación positiva que reduce aún más la probabilidad de encontrar regeneración que promueve el desarrollo sucesional de estos bosques después de cortas selectivas (Soto y Puettmann 2017). Por consiguiente, las predicciones basadas en la teoría de nicho concuerdan con la experiencia operacional indicando que, sin otra alteración severa en general (de dosel y del suelo), las condiciones posteriores a la corta selectiva (sin alteración del suelo) podrían aumentar la probabilidad que los bosques caigan en un estado alternativo estable dominado por colihue (sensu Allison y Hobbs 2004, Carpenter y Brock 2008, Soto 2017).

Los factores indicativos del nicho realizado para especies pioneras (LLES y SLES) que incluyen altos contenidos de agua de suelo y suelo mineral expuesto que interactúan con la disponibilidad de luz a nivel del sotobosque, lo cual es primordial para el establecimiento y crecimiento temprano de estas especies (Soto *et al*. 2017, Soto y Puettmann 2017). Por otro lado, los resultados sugieren una gran plasticidad en cuanto al crecimiento por parte de las especies de *Nothofagus* (LLES), en términos de necesidad de luz durante las primeras etapas ontogénicas, aparentemente si las condiciones a nivel de suelo y una pobre competencia a nivel sotobosque permiten que las plantas de este grupo funcional se establezcan y que puedan permanecer bajo cobertura por periodos prolongados de tiempo (Pollmann y Veblen 2004, Donoso *et al*. 2015, Soto *et al*. 2015). Bajo este contexto, Schupp (1995) sugiere que en los procesos de germinación y crecimiento pueden necesitar diferentes condiciones ambientales y de recursos, o diferentes nichos. Por ejemplo, condiciones a nivel de micrositio son muy importantes para la germinación, lo que sugiere que factores de pequeña escala pueden tener un papel importante en la fase de regeneración (Gray y Spies 1997, Fahey y Puettmann 2007, Dodson *et al*. 2014, Soto y Puettmann 2017), pero muchos de estos factores podrían cambiar en el proceso de crecimiento, un ejemplo lo muestra Soto *et al*. (2017) donde la una alta disponibilidad de luz interactúa con altos contenidos de nitrógeno en hojas, lo cual promueve un desarrollo más rápido de coihue y raulí en ambientes de cobertura arbórea parcial.

Integración de los espacios del nicho realizado con los estudios de dinámica de regeneración en bosques primarios de Nothofagus. El dominio del colihue en el sotobosque luego de alteraciones parciales del dosel arbóreo, tales como corta selectiva o aberturas de dosel dejados por caídas de árboles o la muerte de árboles individuales parece ser un fenómeno global. Patrones similares han sido documentados por otras especies de bambú en Japón (Taylor y Qin 1992, Yoshida *et al*. 2005), en Los Andes peruanos (Griscom y Ashton 2003) y en bosques tropicales de Brasil (Campanello *et al*. 2007; de Carvalho *et al*. 2013).

Por otro lado, las especies de sucesión tardía son más capaces de tolerar bajos niveles de agua de suelo y alta cobertura de mantillo, encontradas típicamente en bosques de sucesión tardía (Veblen *et al*. 1980, González y Donoso 1999, Christie y Armesto 2003). Varios estudios han confirmado que el mantillo influye de manera negativa en el establecimiento de plantas en bosques naturales, especialmente para especies con semillas pequeñas (Sydes y Grime 1981, Molofsky y Augspurger 1992, Christie y Armesto 2003, Soto y Puettmann 2017), como son los *Nothofagus* (Donoso 2006). Sin embargo, estas condiciones varían a escalas espaciales extremadamente pequeñas, por ejemplo, en función de la microtopografía (Gray y Spies 1997, Cornett *et al*. 2001). Tal variabilidad, en conjunto con otras condiciones de sitios seguros para establecimiento y crecimiento de plantas (Cornett *et al*. 2001), tales como la cantidad y condición de material leñoso muerto, es a menudo responsable del establecimiento diferenciado de plantas y especialmente de las especies LLES y LLLS (Spies *et al*. 1988, Harmon y Franklin 1989, Gray y Spies 1997, Carmona *et al*. 2002, Christie y Armesto 2003, Schlegel y Donoso 2008). En los sitios estudiados el material leñoso muerto en el suelo forestal no estaba suficientemente descompuesto para permitir

el establecimiento de plantas sobre troncos (D. Soto, observación personal). Por tanto, se espera que, en el futuro, una mayor descomposición de troncos lleve a la expansión de los nichos realizados de todos los grupos de especies arbóreas, especialmente para las especies de LLES y LLLS (Veblen *et al*. 1980, Spies *et al*. 1988, Donoso 1993, Christie y Armesto 2003). La importancia del material leñoso muerto que está parcialmente descompuesto para la regeneración arbórea ha sido reportada en diferentes bosques adultos templados, incluyendo el noroeste de Estados Unidos (Spies *et al*. 1988, Harmon y Franklin 1989, Gray y Spies 1997), Nueva Zelandia (Lusk y Ogden 1992), bosques templados en el centro sur de Chile (Schlegel y Donoso 2008) y en el norte de la Patagonia (Carmona *et al*. 2002, Christie y Armesto 2003). Veblen *et al*. (1980) por ejemplo encontraron que la regeneración arbórea de bosques primarios dominados por *Nothofagus* en más de un 90% ocurre sobre troncos con avanzadas etapas de descomposición.

Por otro lado, silvicultores han basado sus sistemas silviculturales para regenerar bosques principalmente en los requerimientos lumínicos de las distintos grupos de especies (ver Nyland 2002). Más aún, existen modelos de dinámica de ecosistemas que basan sus simulaciones principalmente en el rol de la luz sobre los distintos grupos de plantas (Canham *et al*. 1990, Pacala *et al*. 1996), ignorando los posibles efectos de la competencia con especies del sotobosque (George y Bazzaz 1999, Mallik 2003, Royo y Carson 2006, Soto y Puettmann 2017) y otros recursos como los del suelo (Kobe 2006, Finzi and Canham 2000, Soto *et al*. 2017), y los cambios en los espacios del nicho a través de la ontogenia (Young *et al*. 2005). Estas condiciones pueden resultar muy útil o incluso crucial en escenarios como el descrito en este estudio. En este contexto, las diferencias entre los espacios del nicho durante las etapas de "establecimiento" y "crecimiento" de especies no se les ha dado la suficiente importancia (Schupp 1995, Young *et al*. 2005, Soto 2017). También la información sobre que variables ambientales que están influenciando los nichos realizados por los diferentes grupos de especies puede variar dentro y entre ecosistemas forestales, por ejemplo, influenciadas por condiciones de suelo (Royo y Carson 2006, Soto y Puettmann 2017).

Implicancias para la regeneración y recuperación de bosques. El escarificado del suelo superficial a escala operacional parece ser una herramienta de manejo exitosa para restablecer la capacidad regenerativa de bosques cosechados dominados por *Nothofagus* (al menos durante la primera década) en los sitios de estudio, ya que mejora las condiciones de nichos para especies pioneras, las cuales iniciarían la sucesión secundaria. La cosecha de árboles sin un adecuado control del sotobosque y preparación de suelo no es adecuada para permitir el establecimiento exitoso de especies pioneras donde el colihue encuentra las condiciones de nicho apropiadas (i.e. + luz, - contenido de agua del suelo y + mantillo), y las especies forestales deseadas encuentran las condiciones de nicho realizado desfavorecidas. En resumen, los recursos liberados (luz, agua y nutrientes) después de la cosecha forestal no garantizan una alta probabilidad de obtener regeneración natural en sitios mésicos temperados (Nakashizuka 1989, Royo y Carson 2006, Soto y Puettmann 2017). La alteración del suelo produce micrositios seguros para el establecimiento y el crecimiento temprano y, por lo tanto, puede ser considerada como una posible herramienta de restauración de boques en suelos profundos, jóvenes y de textura gruesa a media (Reyes *et al*. 2013, Soto *et al*. 2014, 2015, Soto y Puettmann 2017).

Este estudio entrega información en relación a la forma del nicho realizado, posición y extensión en un espacio ecológico para diferentes grupos de plantas (sensu Austin *et al*. 1990) y en cuanto a cómo los nichos pueden ser desplazados a través de tratamientos silviculturales para restaurar la capacidad de regeneración de bosques de *Nothofagus* sometidos a cortas selectivas (figura 1.5). Este estudio pone énfasis en cómo los principios básicos y teorías que se aplican a este contexto pueden ser útiles para la selección de soluciones prácticas y viables para el

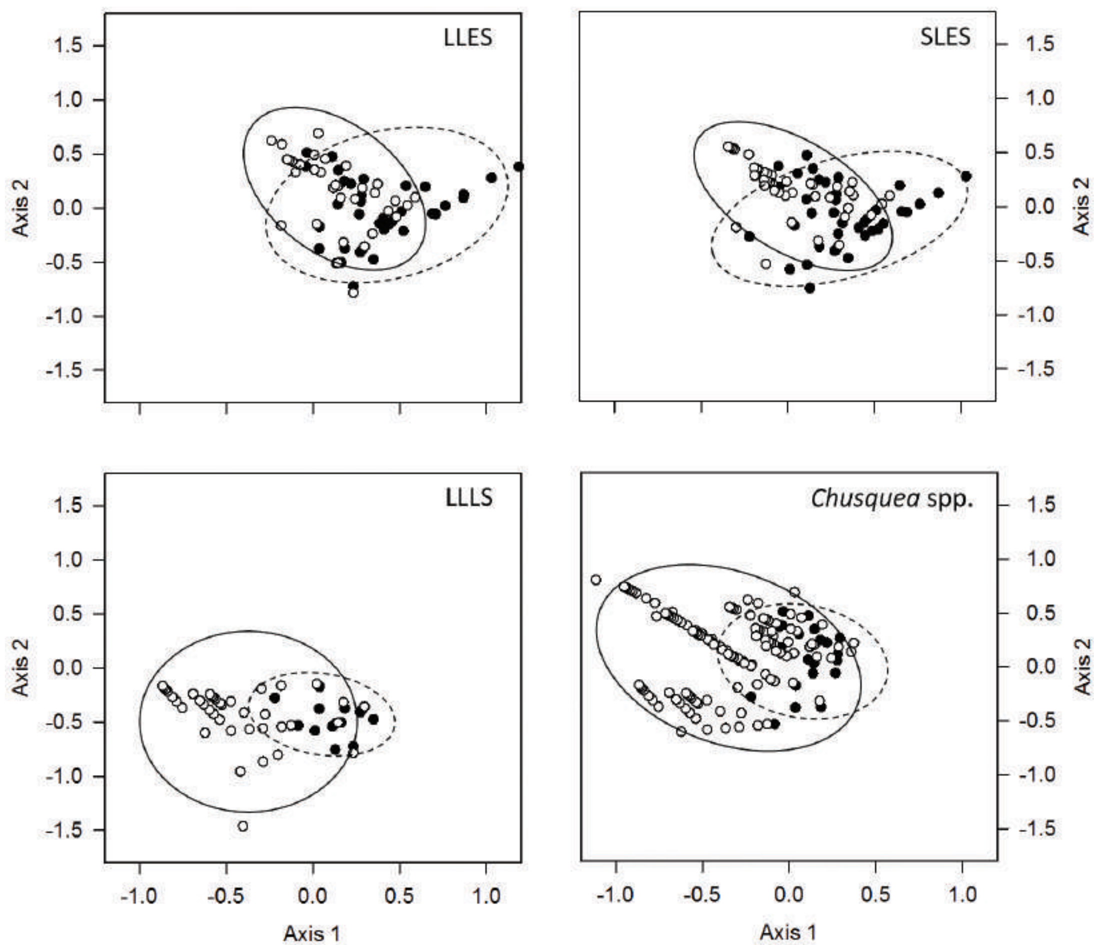


Figura 1.5 Cambios en el nicho realizado para los diferentes grupos de plantas y abundancia de colihue. Las elipses representan el 95% confianza para la dispersión de los datos para zonas no escarificadas (elipse con línea continua) y escarificadas (elipse con línea discontinua), lo que representa los cambios en el nicho realizado para los grupos vegetacionales analizados.

manejo forestal y de restauración de ecosistemas parcialmente degradados, especialmente cuando los tratamientos para potenciar la regeneración son aplicados a condiciones "noveles" (Hobbs *et al*. 2009).

De manera adicional, puede resultar útil aplicar tratamientos de restauración agrupando especies de interés con rasgos de historia de vida común (Pywell *et al*. 2003, McGill *et al*. 2006), ya que de esta forma los resultados entregados podrían mejorar la comprensión de los principios ecológicos que conducen la dinámica vegetacional, lo cual permite que los resultados puedan ser extrapolados a otros ecosistemas o tipos forestales (Reich *et al*. 1999, McGill *et al*. 2006), haciendo así que los resultados sean de aplicación general y no sólo local.

Agradecimientos

Este estudio fue apoyado por el proyecto CONAF 015/2013. D.P. Soto agradece el apoyo de Becas Chile por los estudios doctorales en la Universidad del

Estado de Oregón (OSU) y al Dean's Investment Funds for International Engagement y Robert Tarrant fellowship de la Facultad de Ciencias Forestales de OSU. También agradecemos el apoyo logístico de la reserva biológica Huilo-Huilo, en especial a Luis Molina. Diego Ponce, Carlos Soto P., Juan Vergara, Rodolfo Santander y Karina Martín contribuyeron con el trabajo en terreno y las actividades de laboratorio. Los profesores Pablo Donoso, Víctor Gerding (Universidad Austral de Chile), Claudio Fuentes (OSU), Thomas Spies (USDA, Pacific Northwest Research Station), Jerry Franklin (University of Washington) y Douglass Jacobs (Purdue University) entregaron valiosos aportes al estudio.

Referencias

Allison HE, RJ Hobbs. 2004. Resilience, adaptive capacity, and the lock-in trap of the Western Australian agricultural region. *Ecology and Society* 9: 3.

Austin, MP, AO Nicholls, CR Margules. 1990. Measurement of the realized qualitative niche: Environmental niches of five *Eucalyptus* species. *Ecological Monographs* 60: 161–177.

Bahamondez C, M Martin, S Mueller-Using, Y Rojas, G Vergara. 2009. *Case studies on measuring and assessing forest degradation: an operational approach to forest degradation*. Documento de trabajo 158, FAO, Roma, Italia.

Beisner BE, DT Haydon, K Cuddington. 2003. Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 376–382.

Bannister J R. 2015. Recuperar bosques no es solo plantar árboles: lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin en Chiloé. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43: 35–51.

Bannister JR., PJ Donoso, R Mujica. 2016. La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. *Bosque* 37: 229–235.

Berger A, KJ Puettmann, GE Host. 2004. Harvesting impacts on soil and understory vegetation: the influence of season of harvest and within-site disturbance patterns on clear-cut aspen stands in Minnesota. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 2159–2168.

Bruno JF, Stachowicz JJ, MD Bertness. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 119–125.

Caccia FD, T Kitzberger, EJ Chaneton. 2015. Episodic bamboo die-off, neighborhood interactions and tree seedling performance in a Patagonian mixed forest. *Journal of Ecology* 103: 231–242.

Canham CD, JD Denslow, WJ Platt, JR Runkle, TA Spies, PS White. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 620–631.

Campanello PI, MG Gatti, A Ares, L Montti, G Goldstein. 2007. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 252: 108–117.

Carmona MR, JJ Armesto, JC Aravena, CA Pérez. 2002. Coarse woody debris biomass in successional and primary temperate forests in Chiloé Island, Chile. *Forest Ecology and Management* 164: 265–275.

Carpenter SR, WA Brock. 2008. Adaptive capacity and traps. *Ecology and Society* 13: 40.

Chase JM, MA Leibold. 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. University of Chicago Press.

Christie DA, JJ Armesto. 2003. Regeneration microsites and tree species coexistence in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology* 91: 776–784.

CIREN – Centro de Información de Recursos Naturales. 2001. Estudio Agrológico X Región. Descripciones de suelos, materiales y símbolos. Ministerio de Agricultura, Santiago, Chile.

Cornett MW, KJ Puettmann, LE Frelich, PB Reich. 2001. Comparing the importance of seedbed and canopy type in the restoration of upland *Thuja occidentalis* forests of northeastern Minnesota. *Restoration Ecology* 9: 386–396.

de Carvalho AL, BW Nelson, MC Bianchini, D Plagnol, TM Kuplich, DC Daly. 2013. Bamboo-dominated forests of the southwest Amazon: detection, spatial extent, life cycle length and flowering waves. *PLoS ONE* 8: e54852.

Dodson EK, JI Burton, KJ Puettmann. 2014. Multi-scale controls on natural regeneration dynamics after partial overstory removal in Douglas-fir forests in western Oregon, USA. *Forest Science* 60: 953–961.

Donoso C. 1993. *Estructura, Variación y Dinámica de Bosques Templados de Chile y Argentina. Ecología Forestal*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Donoso C. 2006. *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autolecología*. M. Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile.

Donoso C, R Deus, JC Cockbaine, H Castillo. 1986. Variaciones estructurales del tipo forestal Coihue-Rauli-Tepa. *Bosque* 7: 17–35.

Donoso C, A Lara. 1996. Utilización de los bosques nativos

en Chile: pasado, presente y futuro. *Ecología de los Bosques Nativos de Chile* (eds. JJ Armesto, C Villagran, MTK Arroyo), pp. 71–99. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Donoso PJ, DP Soto. 2010. Plantaciones con especies nativas en el centro-sur de Chile: experiencias, desafíos y oportunidades. *Revista Bosque Nativo* 47: 10–17.

Donoso PJ, DP Soto, C. Fuentes. 2015. Differential growth rates through the seedling and sapling stages of two *Nothofagus* species underplanted at low-light environments in an Andean high-graded forest. *New Forests* 46: 885–895.

Drever CR, G Peterson, C Messier, Y Bergeron, M Flannigan. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2285–2299.

Fahey RT, KJ Puettmann. 2007. Ground-layer disturbance and initial conditions influence gap partitioning of understory vegetation. *Journal of Ecology* 95: 1098–1109.

Falk DA, MA Palmer, JB Zedler. 2006. *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington D.C., EE. UU.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Finzi AC, CD Canham. 2000. Sapling growth in response to light and nitrogen availability in a southern New England forest. *Forest Ecology and Management* 131: 153–165.

Gonzalez ME, C Donoso. 1999. Producción de semillas y hojarasca en Chusquea quila (Poaceae: Bambusoideae), posterior a su floración sincrónica en la zona centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 169–180.

George LO, FA Bazzaz. 1999. The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. *Ecology* 80: 833–845.

González ME, TT Veblen, C Donoso, L Valeria. 2002. Tree regeneration responses in lowland *Nothofagus*-dominated forest after bamboo dieback in South Central Chile. *Plant Ecology* 161: 59–73.

Gray AN, TA Spies. 1997. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. *Ecology* 78: 2458–2473.

Grime JP. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley. Nueva York, EE. UU.

Griscom BW, PMS Ashton 2003. Bamboo control of forest succession: Guadua sarcocarpa in Southeastern Peru. *Forest Ecology and Management* 175: 445–454.

Harmon ME, JF Franklin. 1989. Tree seedlings on logs in Picae-Tsuga forests of Oregon and Washington. *Ecology* 70: 48–59.

Hutchinson, G.E., 1957. The multivariate niche. In *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* (Vol. 22, pp. 415–421).

Hobbs RJ, E Higgs, JA Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 599–605.

Jovan S, B McCune. 2005. Air-quality bioindication in the greater central valley of California, with epiphytic macrolichen communities. *Ecological Applications* 15: 1712–1726.

Kobe RK. 2006. Sapling growth as a function of light and landscape-level variation in soil water and foliar nitrogen in northern Michigan. Oecologia, 147: 119–133.

Löf M, DC Dey, RM Navarro, DF Jacobs. 2012. Mechanical site preparation for forest restoration. *New Forests* 43: 825–848.

Lusk C, J Ogden. 1992. Age Structure and Dynamics of a Podocarp-Broadleaf Forest in Tongariro National Park, *New Zealand. Journal of Ecology* 80: 379–393.

Lu HC, J Buongiorno. 1993. Long-and short-term effects of alternative cutting regimes on economic returns and ecological diversity in mixed-species forests. *Forest Ecology and Management* 58:173–192.

Mallik AU. 2003. Conifer regeneration problems in boreal and temperate forests with ericaceous understory: role of disturbance, seedbed limitation, and keytsone species change. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22: 341–366.

McCune B. 2006. Non-parametric habitat models with automatic interactions. *Journal of Vegetation Science* 17: 819–830.

McCune B, JB Grace, DL Urban. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM software, Oregón, EE. UU.

McCune B, MJ Mefford. 2009. *HyperNiche v. 2, Nonparametric multiplicative habitat modeling*. MjM software, Oregón, EE. UU.

McGill BJ, BJ Enquist, E Weiher, M Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 178–185.

Molofsky J, CK Augspurger. 1992. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. *Ecology* 73: 68–77.

Muñoz AA, ME González. 2009. Patrones de regeneración arbórea en claros a una década de la floración y muerte masiva de *Chusquea quila* (Poaceae) en un remanente de bosque antiguo del valle central en el centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 185–198.

Nakashizuka T. 1989. Role of uprooting in composition and dynamics of an old-growth forest in Japan. *Ecology* 70: 1273–1278.

Nyland RD. 2002. *Silviculture: concepts and applications*. Waveland Press, Inc., Long Grove, Illinois, EE. UU.

Örlander G, E Egnell, A Albrektson. 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. *Forest Ecology and Management* 86: 27–37.

Pacala SW, CD Canham, J Saponara, JA Silander, RK Kobe. 1996. Forest models defined by field measurements: II. Estimation, error analysis, and dynamics. *Ecological Monographs* 66: 1–43.

Pearman PB, A Guisan, O Broennimann, CF Randin. 2008. Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 149–158.

Pollmann W, TT Veblen. 2004 *Nothofagus* regeneration dynamics in south-central Chile: a test of a general model. *Ecological Monographs* 74: 615–634.

Pywell RF, JM Bullock, DB Roy, L Warman, KJ Walker, P Rothery. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 40: 65–77.

Reich PB, DS Ellsworth, MB Walters, JM Vose, C Gresham, JC Voun, WD Bowman. 1999. Generality of leaf trait relationships: a test across six biomes. *Ecology* 80: 1955–1969.

Reisner MD, JB Grace, DA Pyke, PS Doescher. 2013. Conditions favouring *Bromus tectorum* dominance of endangered sagebrush steppe ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 50: 1039–1049.

Reyes J, O Thiers, V Gerding, DP Soto. 2013. Recuperación de bosques con *Nothofagus* spp, en Los Andes del sur de Chile: uso de la escarificación del suelo como técnica facilitadora para la regeneración. *Revista Bosque Nativo* 52: 45–50.

Reyes J, O Thiers, V Gerding. 2014. Characterization of soil properties of *Nothofagus* spp. forest with and without scarification in the Andean region of southern Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 14: 101–113.

Royo AA, WP Carson. 2006. On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1345–1362.

Schlegel BC, PJ Donoso. 2008. Effects of forest type and stand structure on coarse woody debris in old-growth rainforests in the Valdivian Andes, south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 255: 1906–1914.

Schupp, E.W. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82: 399–409.

Soto DP. 2017. Recovery of high-graded *Nothofagus* forests: building resilience through theory and practice. Ph.D. dissertation. Oregon State University, Corvallis, Oregon.

Soto, DP, PJ Donoso, D Uteau, A Zúñiga-Feest. 2009. Environmental factors affect the spatial arrangement of survival and damage of outplanted *Nothofagus dombeyi* seedlings in the Chilean Andes. *Interciencia* 34: 100–105.

Soto DP, PJ Donoso, KJ Puettmann. 2014. Mortality in relation to growth rates and soil resistance varies by species for underplanted *Nothofagus* seedlings in scarified shelterwoods. *New Forests* 45: 655–669.

Soto DP, PJ Donoso, C Salas, KJ Puettmann. 2015. Light availability and soil compaction influence the growth of underplanted *Nothofagus* following partial shelterwood harvest and soil scarification. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 998–1005.

Soto DP, DF Jacobs, C Salas, PJ Donoso, C Fuentes, KJ Puettmann. 2017. Light and nitrogen interact to influence regeneration in old-growth *Nothofagus*-dominated forests in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 384: 303–313.

Soto DP, KJ Puettmann. 2017. Topsoil removal through scarification improves regeneration in high-graded *Nothofagus* old-growth forests. *Journal of Applied Ecology*: in press. DOI: 10.1111/1365-2664.12989

Spies TA, JF Franklin, TB Thomas. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69: 1689–1702.

Sydes C, JP Grime. 1981. Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland: I. Field investigations. *Journal of Ecology* 69: 237–248.

Taylor AH, Z Qin. 1992. Tree regeneration after bamboo die-back in Chinese Abies-Betula forests. *Journal of Vegetation Science* 3: 253–260.

ter Braak CJ. 1986 Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167–1179.

Veblen TT. 1982. Growth patterns of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean *Nothofagus* forests and their influences in forest dynamics. *Bulletin of Torrey Botanical Club* 109: 474–487.

Veblen TT, DH Ashton. 1978. Catastrophic influences on the vegetation of the Valdivian Andes, Chile. *Plant Ecology* 36: 149–167.

Veblen TT, F Schlegel, B Escobar. 1980. Structure and dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in the Valdivian Andes, Chile. *Journal of Ecology* 68:1–31.

Young TP, DA Petersen, JJ Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662–673.

Yoshida T, Y Iga, M Ozawa, M Noguchi, H Shibata. 2005. Factor influencing early vegetation establishment following soil-scarification in a mixed forest in northern Japan. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 175–188.

Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, JM Rey-Benayas, PJ Donoso, D Geneletti, RJ Hobbs. 2014. The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere* 5(7): 90.

2 Claros de dosel en bosques nativos templados de Chile y Argentina: Conocimientos actuales y desafíos para el futuro

Canopy gaps in temperate native forests of Chile and Argentina: Current understandings and future challenges

Alvaro Promis*

Resumen

Los claros de dosel son importantes en la ecología forestal y para la aplicación de prácticas silviculturales y de restauración de bosques, debido a que modifican la disponibilidad de recursos y permiten el establecimiento y crecimiento de plantas. A nivel mundial, durante el último tiempo ha existido la intensión de utilizar prácticas silvícolas que emulan procesos ecológicos, los que incluyen claros de dosel, que tratan de imitar el patrón de dinámica de claros en los bosques. En este contexto, este trabajo tiene por objetivo hacer una revisión de la literatura existente de claros de dosel a nivel global, ejemplificando con investigaciones realizadas en bosques nativos templados de Chile y Argentina, respecto a: 1) características de los claros (forma, tamaño, edad y distribución temporal y espacial); 2) ecología (microclima, suelo, micrositio y biodiversidad) y 3) regeneración. El propósito es avanzar en el entendimiento de los claros de dosel para sugerir prácticas silviculturales y de restauración de bosques con bases más ecológicas.

Palabras clave: regeneración, perturbación natural, características de claros de dosel, restauración de bosques, rasgos funcionales de plantas.

Abstract

Canopy gaps are important in forest ecology and for the development of silvicultural and forest restoration practices. The availability of resources is modified by the occurrence of canopy gaps, which promote seedling establishment and growth. Worldwide, there have been attempts to use silvicultural practices to emulate ecological processes, including regimes with the occurrence of canopy gaps designed to mimic the pattern of gap dynamics in forest management. In this context, this work aims to review the literature on canopy gaps, with examples drawn from research in Chilean and Argentinean temperate native forests, with respect to 1) their patterns (shape, size, age, and temporal and spatial distribution); 2) ecology (microclimate, soil, microsite, and biodiversity); and 3) regeneration. The purpose is to advance the understanding of canopy gaps in order to suggest silvicultural and forest restoration practices that follow an ecological approach.

Key words: regeneration, natural disturbance, characteristics of canopy gaps, forest restoration, plant functional traits.

Introducción

Los disturbios naturales cumplen un rol ecológico importante, ya que influyen en el funcionamiento de ecosistemas (White y Pickett 1985, Turner 2010). Especialmente en ecosistemas forestales, los disturbios naturales son importantes conductores de su dinámica, modelan la estructura, modifican la composición de especies e influyen en la productividad y, otros aspectos de su funcionamiento, tales como el reciclado de nutrientes, el restablecimiento de las vías de sucesión y la mantención de diversidad de especies (Franklin *et al.* 2002, Kimmins 2004).

Los disturbios se pueden presentar en una amplia gama de intensidades, tamaños y frecuencias (White y Pickett 1985, Turner 2010). Desde un punto de vista de tamaño, los disturbios se pueden caracterizar como aquellos de pequeña escala (figuras 2.1a, b, c), que en general se caracterizan por la muerte de un árbol, o un grupo de árboles, hasta aquellos eventos en que se produce una mortalidad de árboles a gran escala (figura 2.1d), comúnmente denominados como disturbios de reemplazo de rodal (Franklin *et al.* 2007). Estos disturbios de gran escala son más severos que los de pequeña escala, sin embargo, son menos frecuentes en el tiempo

* Autor de correspondencia: alvaro.promis@gmail.com.

(Turner 2010). En cambio, en bosques naturales la frecuencia con que ocurren disturbios (intervalo de retorno) de pequeña escala es mayor, los que pueden llegar a modificar en el tiempo una superficie más grande que la posiblemente afectada por un disturbio de gran escala (Franklin *et al.* 2007).

Los claros de dosel, o disturbios de pequeña escala, son importantes en la ecología de bosques debido a que modifican la disponibilidad de recursos y crean micrositios especiales (p. ej. sitios seguros *sensu* Harper *et al.* 1961), que permiten el establecimiento y crecimiento de plantas (Runkle



Figura 2.1 Disturbios naturales de pequeña escala o claro de dosel (a, b, c) y de gran escala (d). En las imágenes del claro de dosel (superficie de 218 m^2 y altura de 31 m de árboles alrededor de claro) se aprecia la caída de algunos árboles del dosel superior de un bosque mixto de *Nothofagus betuloides* y *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. En la imagen de disturbio de gran escala, la caída de árboles de *Nothofagus pumilio* se produjo por la ocurrencia de una tormenta de viento el año 1998, después de efectuada una corta de regeneración en Tierra del Fuego. La fotografía fue tomada 14 años después de ocurrida la tormenta (Fotografías: Alvaro Promis).

1982). Por tal razón, mundialmente se ha reconocido la importancia de los claros de dosel, pues tiene un gran efecto en la dinámica forestal, en la ausencia de disturbios de gran escala (Runkle 1982), en la mantención de la coexistencia de especies y, en la composición y diversidad de especies de plantas al interior del bosque (Collins y Pickett 1987, Fahey y Puettmann 2007).

La utilización de claros de dosel ha sido incluida en tratamientos silviculturales, tales como métodos de selección individuales o en grupos de árboles (Coates y Burton 1997, O'Hara 2014), los que tratan de imitar el patrón de sucesión natural en los bosques (Seymour *et al.* 2002). Sin embargo, para promover y diseñar sistemas silviculturales basados en la creación de claros de dosel es necesario tener claridad en el conocimiento actual de sus características, tales como causa de creación; forma; tamaño; edad e intensidad de disturbio a nivel de rodal (Schliemann y Bockheim 2011).

Este trabajo tiene por objetivo hacer una revisión de la literatura existente de claros de dosel a nivel global, ejemplificando con investigaciones realizadas en bosques nativos templados de Chile y Argentina, respecto a 1) características de los claros (i. e. forma, tamaño, edad y distribución temporal y espacial); 2) ecología (i. e. microclima, suelo, micrositio y biodiversidad) y 3) dinámica de la regeneración. Finalmente, se realiza una discusión sobre los desafíos futuros acerca de la implicancia de los claros de dosel en el diseño de tratamientos silviculturales y de restauración que podrían ser utilizados para implementar sistemas silvícolas sustentables.

Características de claros de dosel en bosques de templados de Chile y Argentina

Definición de claro de dosel

Las definiciones de claros de dosel son bien parecidas en la literatura. Brokaw (1982a) define claro de dosel como la abertura de dosel arbóreo que se extiende verticalmente hasta el suelo. En cambio, Runkle (1992) indica que un claro es la superficie del piso del bosque que se encuentra directamente bajo la abertura del dosel. Sin embargo, la diferencia entre ambas definiciones se produce al entender el límite en que se produce el cierre del claro de dosel. Por un lado, Brokaw (1982a, b) señala el claro de dosel se encontraría cerrado una vez que las plantas en su interior tengan más de dos metros de altura (figura 2.2) y Green (1996) menciona cuando las plantas tienen tres metros de altura. Por otro lado, con la definición de Runkle (1982) un claro se considera indistinguible cuando la regeneración tiene entre 10 y 20 m de altura en su interior (figura 2.2).

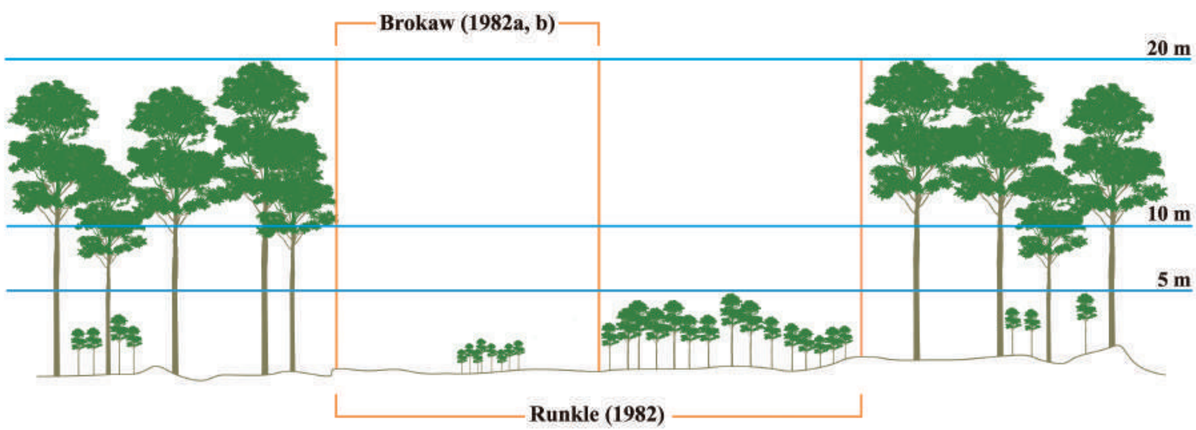


Figura 2.2 Esquematización de las definiciones de claros de dosel desarrolladas por Brokaw (1982a, b) y Runkle (1982).

A nivel internacional la definición más utilizada por los autores es la de Brokaw (1982a, b). Sin embargo, en Chile y Argentina, la definición de claro de dosel más utilizada es la de Runkle (1992), y en algunos casos se evidencia la medición de claros de dosel y/o de claro de dosel expandido. El claro de dosel expandido corresponde al área formada por el claro de dosel, más la superficie que se prolonga hasta la base de los árboles que se encuentran en el borde (Runkle 1982). Solamente Fajardo y de Graaf (2004) y Promis (2009) han utilizado la definición de claro de dosel de Brokaw (1982a, b) con el límite de dos metros de crecimiento de las plantas en su interior. En los otros casos, el límite para identificar los claros de dosel ha sido cuando los árboles regenerados en el claro presentan una altura mayor a 20 m de alto (en bosques con alturas máximas de árboles entre 41 y 44 m de alto) (Veblen 1989), o de 15 m de alto (en caso en que altura de árboles más grandes va entre 20 y 30 m) (Rebertus y Veblen 1993).

Otros indicadores para el límite de los claros de dosel han sido señaladas por Tyrrel y Crow (1994), quiénes documentan que al menos una de las siguientes características debería llegar a ocurrir con los árboles que crecen en el interior del claro: 1) los árboles presentan un medio o dos tercios de la altura de los árboles adyacentes al claro; 2) los árboles tienen diámetro a la altura del cuello mayor a 25 cm y 3) el dosel arbóreo es tan denso que el claro de dosel original no se puede distinguir fácilmente.

Origen de claro de dosel

En la literatura internacional, en general, se ha evidenciado que la formación natural de claros de dosel se produce por la acción del viento, nevadas, irrupciones de insectos, enfermedades, sequía, incendios forestales y hasta por deposición ácida (Muscolo *et al.* 2014). Sin embargo, en los claros de dosel formados naturalmente en bosques templados de Chile y Argentina se ha descrito que el viento es el principal agente de alteración y de creación de claros en el dosel (Veblen 1985, Rebertus y Veblen 1993, Fajardo y de Graaf 2004, Promis *et al.* 2010, González *et al.* 2015), produciendo la caída parcial (quiebre de copa o tronco) o total (desraizamiento) de árboles, especialmente de aquellos en estado de senescencia, debilitados y/o con pudrición central a lo largo del fuste (cuadro 2.1). Otros agentes de creación de claros de dosel evidenciados en estos bosques son el peso de la nieve (Veblen 1979); los terremotos (Veblen *et al.* 1992); la muerte parcial de las copas o de los árboles debido a la acción insectos defoliadores, insectos taladradores o plantas parásitas del género *Misodendrum* (Rebertus *et al.* 1993) y las sequías (Suarez y Kitzberger 2008).

Los árboles creadores de claros de dosel generalmente se forman por la caída o quiebre de entre uno y cuatro árboles por claro en bosques templados de Chile y Argentina (Veblen 1989, Rebertus y Veblen 1993, Fajardo y de Graaf 2004, Promis 2009), llegando a registrarse hasta más de 10 árboles en Tierra del Fuego (Rebertus y Veblen, 1993), similar a lo documentado en la literatura internacional (Runkle 1982).

Cuantificación forma y tamaños de claros de dosel

La extensión en superficie y la forma de los claros de dosel varían de acuerdo a las causales de formación del claro, a la severidad del evento de disturbio y al tiempo que ha pasado desde la ocurrencia (Hart 2016). Varios estudios han indicado que la forma de claros de dosel oscila entre circular y elíptica (Runkle 1982, Veblen 1985, Hart y Grissino-Mayer 2009, González *et al.* 2015, Hart 2016). La forma circular se puede producir por la caída parcial o total de la copa del árbol, mientras que la elíptica porque el árbol formador de claro se cayó por desrraizamiento o porque su tronco se quebró (Hart y Grissino-Mayer 2009, Hart 2016). Sin embargo, la forma de un claro de dosel es más compleja e irregular que la generalmente estimada (Battles *et al.* 1996, Lima 2005, Bustos 2013).

Existen varios métodos que estiman el tamaño y la forma de los claros de dosel. La mayoría de los métodos estiman el tamaño de los claros a través

de su proyección sobre el suelo en dos dimensiones, basado en el supuesto de la forma que tiene el claro (Schliemann y Bockheim 2011). Runkle (1981, 1982) asumió que la forma de los claros de dosel se aproxima a una elipse y, para su cálculo utiliza la fórmula del área de una elipse. Sin embargo, otros investigadores han asumido formas más irregulares de los claros de dosel (Brokaw 1982a, van der Meer *et al.* 1994, Green 1996, Lima 2005, Zhu *et al.* 2009, Bustos 2013) para la estimación del tamaño. Brokaw (1982a), para el cálculo de tamaño de claro utiliza el área de ocho triángulos, que se forman al medir ocho puntos de la periferia del claro desde su centro. Van der Meer *et al.* (1994) también utiliza ocho distancias medidas desde el centro hasta el borde de los claros, con la primera de ellas realizada en dirección del árbol que creó el claro y, las otras siete separadas cada 45º. Green (1996) por otro lado estima el tamaño de claros con mediciones desde el centro hacia el borde en 16 direcciones cardinales, comenzando desde el Norte. Lima (2005) propuso un método basado en dividir el área del claro de dosel en triángulos, a los que se debe medir la distancia entre las esquinas que son consecutivas y entre las que no son consecutivas. Zhu *et al.* (2009) proponen un nuevo método llamado de sectores elípticos. Este método es similar en mediciones a lo antes descrito para Brokaw (1982a), van der Meer *et al.* (1994) o Green (1996), pero en vez de realizar los cálculos sobre la suma de triángulos, el área del claro de dosel es estimado como la suma de sectores de forma elíptica. Bustos (2013) propone medir los claros de dosel a través de su división en trapecios, para lo que se deben medir una serie de distancias perpendiculares, desde el eje central y mayor del claro hasta el borde, generando un número de trapecios, de los que se obtiene la estimación del área de claro de dosel a través de la sumatoria parcial de cada uno de ellos.

En general, en Chile y Argentina los claros de dosel han sido medidos asumiendo la forma de elipse (75% de las publicaciones listadas en cuadro 2.1). Fajardo y de Graaf (2004), Promis (2009) y Donoso *et al.* (2013) han estimado las características de claros midiendo desde el centro el largo y coordenadas a ocho puntos del perímetro (Brokaw 1982a), considerando una forma más irregular de los claros de dosel.

Además de lo anterior, hoy en día también se está documentando el uso de sensores remotos para la estimación de características de los claros de dosel, técnicas que no han sido documentadas en bosques de Chile y Argentina. Entre estos sensores remotos se destaca la utilización de fotografías tomadas desde el centro del claro con cámara digital o con fotografías hemisféricas, modelos digitales de elevación, escáner láser aerotransportado (LIDAR aéreo) o terrestre (LIDAR terrestre) y vehículo aéreo no piloteado o drone (i. e. Betts *et al.* 2005, St-Onge *et al.* 2014, Seidel *et al.* 2015). Estos métodos son alternativas, que potencialmente podrían apoyar las tradicionales mediciones de campo, dando la posibilidad de detectar y medir claros de dosel sobre grandes superficies boscosas, reiteradamente en el tiempo (Betts *et al.* 2005, St-Onge *et al.* 2014, Seidel *et al.* 2015).

Sin embargo, hay que tener en cuenta que mediciones de tamaños de claros utilizando diferentes métodos pueden producir estimaciones distintas para el mismo claro de dosel (Lima 2005). Por ejemplo, Bustos (2013) documenta desviaciones en las mediciones de características de claros de dosel utilizando distintas metodologías (figura 2.3). Al considerar como base el método de estimación de los trapecios (Bustos 2013), las metodologías de Runkle (1981, 1982) y van der Meer *et al*. (1994) sobrestiman significativamente el área de los claros de dosel. Mientras que el perímetro y el índice de forma es subestimado por Runkle (1981, 1982), Brokaw (1982a) y van der Meer *et al*. (1994). En general, la mayoría de los claros de dosel presentan una forma irregular, por lo tanto, las estimaciones de las características de los claros de dosel (generalmente evaluadas por Runkle (1982) o Brokaw (1982a)) difieren de la realidad. Por esta razón, para poder realizar comparaciones de patrones de claros de dosel entre

Cuadro 2.1 Características de claros de dosel generados naturalmente en bosques templados de Chile y Argentina. VC = Valle Central, CA = Cordillera Andes, IC = Isla de Chiloé, TdF = Tierra del Fuego.

Composición del Bosque	Ubicación	N° Claros
Nothofagus pumilio	CA (36°60'S, 71°30'O; 1.500 msnm)	15
Nothofagus dombeyi, Laureliopsis phillipiana, Saxegothaea conspicua	CA (39°33'S; 800 msnm)	35
Nothofagus domebyi, Saxegothaea conspicua, Laureliopsis phillipiana	CA (39°38'S, 72°05'O; 750-800 msnm)	24
Saxegothaea conspicua, Laureliopsis phillipiana, Dasyphillum diacanthoides	CA (39°38'S, 72°05'O; 750-800 msnm)	22
Nothofagus obliqua, Eucryphia cordifolia, Laurelia sempervirens, Aextoxicon punctatum	VC (39°48'S, 73°14'O; 10 msnm)	-
Nothofagus dombeyi, Austrocedrus chilensis	CA (40°38`S; 850 msnm)	12
Nothofagus dombeyi, Austrocedrus chilensis, Nothofagus antarctica	CA (40°38`S; 850 msnm)	7
Nothofagus pumilio	CA (41°S, 71°O; 1200 msnm)	15
Eucryphia cordifolia, Amomyrtus luma, Laureliopsis phillipiana, Aextoxicon punctatum	IC (41,6°S, 73,9°O)	10
Eucryphia cordifolia, Weinmannia trichosperma, Laureliopsis phillipiana, Amomyrtus luma	IC (42°20'S; 150 msnm)	12 11 21
Nothofagus pumilio	CA (45°52'S, 72°00'O; 900 msnm)	20
Nothofagus betuloides, Nothofagus pumilio	TdF (53°45'S, 69°58'O; 115 msnm)	36
Nothofagus betuloides, Nothofagus pumilio	TdF (53°59'S, 69°58'O; 200 msnm)	25
Nothofagus betuloides		40
Nothofagus pumilio	TdF (54°12'S, 68°45'O)	35
Nothofagus pumilio	TdF (54°13'S, 68°41'O; 450 msnm)	33
Nothofagus pumilio	TdF (54°13'S, 68°41'O; 530 msnm)	20
Nothofagus pumilio	TdF (54°13'S, 68°41'O; 630 msnm)	11
Nothofagus pumilio	TdF (54°13'S, 68°41'O; 690 msnm)	3
Nothofagus pumilio	TdF (54°44'S, 68°00'O; 350 msnm)	15
Nothofagus pumilio, Nothofagus betuloides	TdF (54°44'S, 67°53'O; 350 msnm)	30
Nothofagus betuloides	TdF (54°54'S, 66°57'O; 400 msnm)	-
Nothofagus betuloides	TdF (54°55'S, 66°54'O; 300 msnm)	-
Nothofagus betuloides, Drimys winteri	TdF (54°55'S, 66°57'O; 150 msnm)	25
Nothofagus betuloides, Drimys winteri	TdF (54°55'S, 66°54'O; 150 msnm)	

Cuadro 2.1 (continuación).

Superficie (m^2)		Fracción de Claro (%)		Árboles Formadores de Claro	Referencia
Claro Dosel	Claro Dosel Expandido	Claro Dosel	Claro Dosel Expandido		
21-312	126-744	13,6	23,8	Mayoría árboles quebrados por viento	Fajardo y de Graaf (2004)
-	120-1.532	8,6	13,3	Mayoría árboles quebrados por viento	Veblen (1985)
-	182-1.250	-	25,8	Mayoría árboles quebrados por viento	González *et al.* (2015)
-	164-690	-	11,9		
240-544	254-970	-	-	Árboles caídos y cortados selectivamente	González *et al.* (2002) y Muñoz y González (2009)
-	294-1.144	-	26	Mayoría de los árboles desraizados	Veblen (1989)
-	334-3.462	-	29		
95 ± 13,2	413 ± 34,6	-	-	-	Heinemann *et al.* (2000)
107-476	promedio 215,3	8,0	-	Mayoría árboles desraizados o quebrados	Gutiérrez *et al.* (2008)
-	130-528	3,3 – 6,6	9,0 – 11,6	Mayoría árboles quebrados por viento	Veblen (1985)
-	66-1.060			Mayoría de los árboles desraizados	
-	79-824			Mayoría de los árboles desraizados	
6-229	60-394	12,1	24,4	Mayoría de los árboles desraizados	Fajardo y de Graaf (2004
27-564	109-1.110	3,8	8,9	Mayoría de los árboles desraizados	Promis (datos no publicados)
21-605	69-1.126	5,2	11,6	Mayoría de los árboles desraizados	Promis (2009)
21-98	82-441	2,0	4,6	Mayoría árboles quebrados por viento	
-	-	-	-	-	Cavieres y Fajardo (2005)
91 ± 17,5	-	-	-	-	Cuevas (2003)
63 ± 12,4	-	-	-	-	
36 ± 9,3	-	-	-	-	
11 ± 0,8	-	-	-	-	
18-1.476	76 - > 1.476	11,6	-	Mayoría de los árboles desraizados	Rebertus y Veblen (1993)
26-898	66-1.249	12,1			
-	-	9,1	-		
-	-	34,8	-		
19-372	55-1.665	15,6	-		

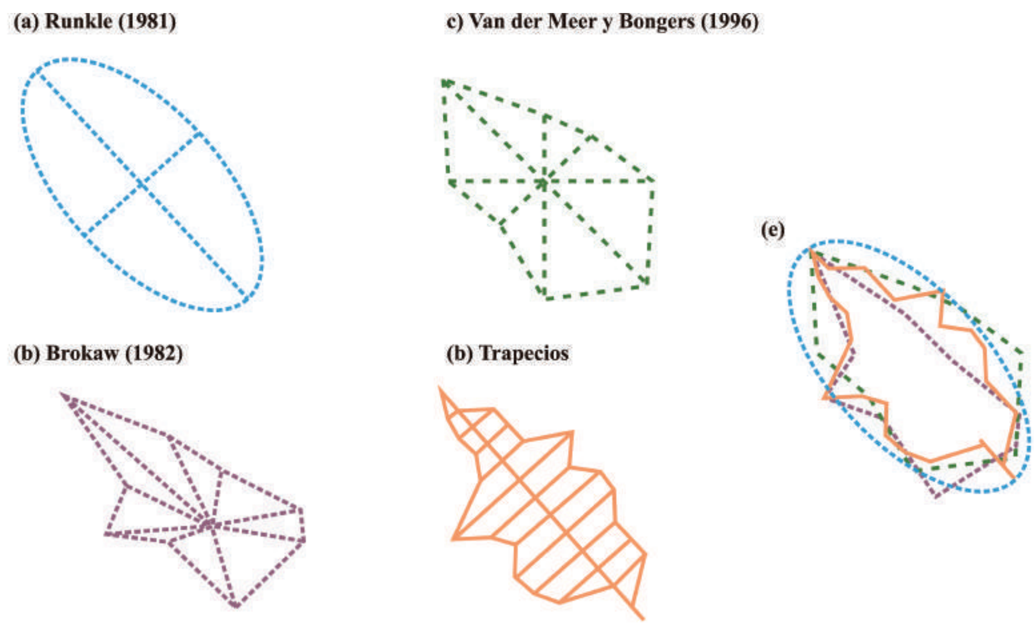


Figura 2.3 Representación gráfica de un claro de dosel medido con diferentes metodologías: a) Runkle (1981, 1982), b) Brokaw (1982a), c) van der Meer y Bongers (1996) y d) Bustos (2013) (Fuente: Bustos 2013).

diferentes rodales se debe tener en cuenta la metodología llevada a cabo para definir el claro y para estimar sus principales características, tales como el tamaño y forma (Lima 2005).

Por lo tanto, para que los tamaños de los claros de dosel sean comparables se debería tener claridad en: 1) la definición y 2) el método de cuantificación de tamaño y forma, aspectos en los que todavía hay discrepancia, aunque existe un documento con directrices y protocolos de muestreo (Runkle 1992).

También existen cuestionamientos entre el límite en superficie mínima y máxima de un claro, para que éste siga siendo considerado como tal. Por un lado, originalmente, los claros fueron usados para describir pequeñas aberturas del dosel arbóreo, debido a la muerte de ramas o unos pocos árboles (Runkle 1981). Sin embargo, aberturas de dosel muy pequeñas (i. e. < 5 m^2) no deberían ser consideradas claros (Runkle 1981), pues no existe una gran variación entre las situaciones de claro respecto a las bajo de dosel. Por otro lado, Schliemann y Bockheim (2011) argumentan que el tamaño máximo de un claro debiese ser de 1.000 m^2. Este límite se debe a que superficies de claros más grandes difieren respecto a los más chicos, especialmente en lo que respecta a la sombra y la protección de los árboles del borde del claro, las condiciones microclimáticas y el contenido de humedad en el suelo. Sin embargo, a nivel mundial se han reportado claros de dosel que van desde 3 hasta más de 5.000 m^2 en superficie (Runkle 1982, Schliemann y Bockheim 2011). Estas cifras no difieren mucho de lo registrado en bosques de Chile y Argentina, en los que se ha reportado tamaños de claros que van desde 6 hasta 1.476 m^2, y de claros de dosel expandidos entre 55 y 3.462 m^2 (cuadro 2.1). No obstante, en estos bosques, generalmente se ha considerado una superficie mínima entre 15 y 25 m^2 para que la abertura de dosel sea considerada claro (Veblen 1985, Veblen 1989, Rebertus y Veblen 1993, Promis 2009, González *et al*. 2015).

Cuantificación edad de claros de dosel

La edad corresponde a una estimación del tiempo que ha transcurrido desde que se formó el claro de dosel (Runkle 1992). Existen varias metodologías para estimar la edad de los claros de dosel (Liu y Hytteborn 1991, Runkle 1992, Schliemann y Bockheim 2011). En general los métodos de estimación de edad de claros de dosel se pueden agrupar en: 1) análisis dendrocronológico, por medio de anillos de crecimiento, a través de análisis de fechas de liberación, lo que se puede registrar en cambios del crecimiento radial del fuste de árboles juveniles dentro del claro o de árboles que se encuentran en el borde del claro; 2) conteo de plantas de regeneración y/o conteo de cicatrices de yemas que quedan a lo largo del tallo, o verticilos que se van formando, sobre plantas de regeneración, considerando también posibles cambios en la dirección de crecimiento de ramas y 3) grado de descomposición de los troncos de los árboles creadores del claro de dosel, con o sin presencia de hojas y brotes en árboles caídos formadores de claro.

En Chile y Argentina (cuadro 2.1), solamente cuatro de las publicaciones revisadas (de un total de 12) han estimado la edad de claros de dosel (Veblen 1985, Rebertus y Veblen 1993, Cavieres y Fajardo 2005, Gutiérrez *et al*. 2008), las que en general se han basado en la revisión de períodos de liberación de crecimiento en tarugos extraídos de árboles creciendo en la periferia del claro, o la edad de plantas de regeneración que están creciendo en el claro, la consistencia del follaje en los árboles formadores del claro y las cicatrices que quedan en los árboles por el daño producido por el o los árboles formadores del claro. Además, Promis *et al*. (2013) utilizaron el estado de descomposición de los troncos de los árboles creadores de claro para la estimación de la edad de creación del claro, considerándose más joven aquél claro en el que el árbol formador se encontraba con follaje en sus ramas y el tronco presentaba signos de baja descomposición, hasta condiciones de mayor edad, en que los árboles no tienen follaje y el tronco de los árboles se encuentran en avanzado estado de descomposición. Sin embargo, se debe tener en cuenta que el grado de descomposición del tronco no depende solamente del tiempo de caída, sino que también de la especie, el tamaño, la posición (sobre el suelo, parte del tronco en el aire, etc.) y el estado en que se encontraba antes de caer (muerto o vivo con pudrición) (Liu y Hytteborn 1991).

Distribución temporal y espacial de claros de dosel

Una característica importante de los disturbios corresponde a su distribución espacial y temporal (White y Pickett 1985). La distribución temporal de claros en los bosques ha sido investigada a través de estudios de dinámica forestal (Lima *et al*. 2008, Kenderes *et al*. 2009). Los análisis de patrones de crecimiento radial de árboles, a través del registro de períodos de liberación en el crecimiento, han sido utilizados para evaluar las tasas de ocurrencia de disturbio, especialmente por claros de dosel (Gutiérrez *et al*. 2008).

La estimación del intervalo de retorno en la creación de claros de dosel también ha sido utilizada como aproximación para la descripción del régimen de estos disturbios de pequeña escala en bosques, la que se puede definir como el tiempo en promedio que transcurre entre eventos sucesivos que son capaces de crear claros de dosel en el mismo lugar (Brokaw 1982a, b). El intervalo de retorno en este caso se calcula como la superficie de claro que es creada por unidad de superficie de bosque por unidad de tiempo (Brokaw 1982a). Para ello es necesario estimar lo mejor posible la edad de los claros, lo que posteriormente puede llegar a ser utilizado en el cálculo de la tasa de formación de claros (Runkle 1992), además de la superficie y de la definición utilizada para caracterizar el claro (McCarthy 2001, Lima *et al*. 2008). Otra metodología empleada es evaluar el tamaño de claros en muestreos sucesivos en terreno (Lima *et al*. 2008), o comparando fotografías aéreas tomadas en distintos períodos sobre la misma zona (Kenderes *et al*. 2009), con lo que se estima las tasas de cierre de claro, por el crecimiento de las ramas

laterales de los árboles de borde (especialmente para claros pequeños), y por el crecimiento de los árboles juveniles que se encuentran en el interior (Runkle 1990).

Por ejemplo, en bosques mésicos en el este de los Estados Unidos la tasa de creación de claros de dosel ha sido evaluada entre 0,5 a 2% por año (Runkle 1982). Para bosques templados de Chile y Argentina son pocos los trabajos que se han aventurado a investigar sobre la caracterización temporal de los claros de dosel, y estimar el intervalo de retorno. Veblen (1985) estimó tiempos de retorno en la creación de claros de dosel de aproximadamente 392 años para el bosque de *Nothofagus dombeyi*, *Laureliopsis philippiana* y *Saxegothaea conspicua* en la Cordillera de los Andes; mientras que de entre 633 y 794 años para el bosque de *Eucryphia cordifolia*, *Weinmannia trichosperma*, *Laureliopsis phillipiana* y *Amomyrtus luma* en la Isla de Chiloé. En cambio, para los bosques de Tierra del Fuego (*Nothofagus pumilio* y *Nothofagus betuloides*) se estimaron tiempos de retorno para la creación de claros de dosel que varían entre 320 y 519 años (Rebertus y Veblen 1993).

La distribución espacial de los claros de dosel considera su extensión, forma y disposición de los parches en el bosque continuo, incluyendo relaciones con aspectos de geografía, topografía, medioambiente y gradientes de comunidad vegetal (White y Pickett 1985). La distribución de los claros puede llegar a ser aleatoria, agrupada o regular (Nuske *et al*. 2009). Varios métodos han sido sugeridos para estimar la distribución espacial de los claros de dosel, los que van desde observaciones (Runkle 1990), índices de paisaje como la distancia al vecino más cercano y, hasta el análisis de patrones de puntos (Nuske *et al*. 2009). Se puede generalizar que los claros de dosel en bosques tropicales muestran un patrón de distribución más bien agrupado (Poorter *et al*. 1994, van der Meer y Bongers 1996, Salvador-van Eysenrode *et al*. 2000), al igual que en bosques subalpinos (Battles *et al*. 1995). En cambio, en bosques templados este patrón es más bien aleatorio (Nuske *et al*. 2009, Garbarino *et al*. 2012), especialmente en claros grandes (Koukoulas y Blackburn 2005, Getzin *et al*. 2014), aunque también se ha documentado distribución agrupada para claros pequeños (Koukoulas y Blackburn 2005, Getzin *et al*. 2014).

En bosques templados de Chile y Argentina no se han realizado investigaciones sobre los patrones de distribución de claros de dosel. Sin embargo, lo que se ha documentado en varios trabajos es la fracción de claro de dosel, que corresponde al porcentaje de la superficie de un rodal que está siendo utilizada por la superficie de claros de dosel o de claro expandido (Runkle 1985). Esta fracción del claro de dosel, en general, se ha registrado a través de muestreos de intersección de claros, calculándose la fracción relativa de la longitud de un transepto cubierta por claros de dosel (Runkle 1985, Veblen 1985, Runkle 1992, Battles *et al*. 1996). En bosques templados de Estados Unidos se ha resumido que la fracción de claro de dosel oscila entre 3 y 25% y para los claros expandidos entre 8 y 30% (Hart 2016). En bosques templados de Chile y Argentina no todos los trabajos presentan valores para ambos parámetros, con fracciones de claro entre 2 y 35%, y para claro dosel expandido entre 5 y 29% (cuadro 2.1).

Aspectos sobre la ecología de claros de dosel

Las características ecológicas en un claro de dosel difieren de aquellas que se aprecian bajo el dosel continuo del bosque de sus alrededores (Muscolo *et al*. 2014).

Microclima y humedad del suelo

Variaciones microclimáticas temporales y espaciales se han observado en claros de dosel (Geiger *et al*. 2003). La transmisión de radiación solar, el régimen de temperatura y la humedad del suelo varían desde el centro del claro de dosel hacia el borde y el dosel continuo de bosque que se encuentra en los alrededores (De Freitas y Enright 1995, Geiger *et al*. 2003, Ritter *et al*. 2005, Gálhidy *et al*. 2006, Zhu *et al*. 2007, Latif y Blackburn 2010, Schliemann y

Bockheim 2011, Muscolo *et al*. 2014). Diferentes estudios han mostrado que en general la transmisión de radiación solar (directa, difusa y global) tiende a ser más alta en posiciones dentro de claros de dosel que bajo el dosel arbóreo (Canham *et al*. 1990, Otero *et al*. 1996, Gray *et al*. 2002, Ritter *et al*. 2005, Gálhidy *et al*. 2006, Heinemann y Kitzberger 2006, Promis *et al*. 2010, Latif y Blackburn 2010), pudiendo ser entre 1 y 3,6 veces más alta que la registrada bajo el dosel continuo (Otero *et al*. 1996, Gálhidy *et al*. 2006). Sin embargo, en altas latitudes el efecto de los claros de dosel en el aumento de la radiación solar se extiende más allá del mismo claro, hacia el interior del bosque (Canham *et al*. 1990, Gray *et al*. 2002, Promis *et al*. 2010). De Freitas y Enright (1995), en un bosque templado lluvioso de especies siempreverdes, reportaron que el centro de los claros de dosel tiene mayor radiación neta (Q*) respecto a los bordes del claro, y que Q* sería mayor hacia los lados este y oeste respecto del norte y el sur. Para este caso, la temperatura máxima del aire variaría de similar manera que Q* (De Freitas y Enright 1995). En claros de dosel ubicados en bosques deciduos mixtos del hemisferio norte, Ritter *et al*. (2005) y Zhu *et al*. (2007) encontraron que la zona centro-norte del claro de dosel recibe un monto mayor de luz, que en otras posiciones del claro y que debajo del dosel cerrado del bosque. También se ha documentado que la temperatura del suelo tiende a aumentar hacia las zonas nortes de los claros en bosques deciduos (Bauhus 1996, Zhu *et al*. 2007) y de coníferas (Gray *et al*. 2002) del hemisferio norte. Sin embargo, Ritter *et al*. (2005) reportaron lo contrario, y el área norte del claro sería más fría que el centro de un claro. Respecto a la humedad del suelo, no existe un patrón característico de diferencias espaciales en claros de dosel (Gálhidy *et al*. 2006). Generalmente, la humedad del suelo tiende a ser más variable en claros de dosel debido a la variedad de sustratos orgánicos a nivel del suelo (Gray *et al*. 2002, Gálhidy *et al*. 2006). Sin embargo, también se ha señalado la existencia de un gradiente de humedad desde el centro del claro hacia los bordes, siendo mayor en el medio, y disminuyendo hacia el bosque, lo que podría estar explicado por diferencias de densidad de raíces (menor al medio y mayor hacia el borde) (Muscolo *et al*. 2014), o porque existe un aumento en las precipitaciones dentro del claro y una disminución de las tasas de transpiración (Latif y Blackburn 2010).

En bosques templados de Chile y Argentina no existen muchas investigaciones relacionadas con la estimación de variables microclimáticas en claros de dosel, y su comparación con zonas de bosque de dosel continuo. Heinemann y Kitzberger (2006) y Promis *et al*. (2010) reportan que la radiación solar directa, durante el período de primavera-verano tiende a ser más alta hacia el centro y borde sur de claros pequeños, donde la relación diámetro de claro (*d*) respecto a la altura de los árboles del rodal (*h*) es menor a 1 ($d/h < 1$), en bosque de *Nothofagus pumilio*, en bosque de *Nothofagus betuloides* y en un bosque mixto de ambas especies, respectivamente. Mientras que en el período de otoño-invierno, esta variable tiende a ser mayor en el centro del claro. Además, en promedio la transmisión de radiación solar difusa y total sería siempre más alta en el claro de dosel que bajo el bosque cerrado (Otero *et al*. 1996, Promis *et al*. 2010). En un bosque con las especies emergentes *Nothofagus obliqua* y *Eucryphia cordifolia* cerca de Valdivia, Veblen *et al*. (1979) encontraron que la radiación solar directa y difusa, en general, fueron mayores en las condiciones de claro de dosel, y que, en invierno, debido a la disminución del ángulo de la posición solar, la diferencia de radiación solar directa es menor entre la posición de claro y bajo dosel cerrado.

En un bosque mixto de *Nothofagus betuloides* y *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, la temperatura del aire y del suelo tendrían un comportamiento similar a la radiación solar directa, siendo mayor hacia el sur del claro, en el borde y, bajo el bosque cerrado (Alvaro Promis, observación personal). Sin embargo, Otero *et al*. (1996), en un bosque siempreverde costero de *Nothofagus nitida* y *Drimys winteri* donde se realizaron cuatro claros de dosel

(380 – 706 m^2 de superficie), en que la relación *d/h* es cercana a 1, reportaron mayores valores de temperatura del aire y del suelo en zona de claro que debajo del dosel cerrado del bosque, lo que también fue reportado por Damascos (1998) en bosques de *Austrocedrus chilensis*.

Respecto al contenido de agua en el suelo, los resultados entre las diferentes investigaciones muestran distintas tendencias. En bosque de *Nothofagus pumilio* ubicado en ambiente más seco, la humedad del suelo durante verano varió en diferentes posiciones dentro de claros pequeños (*d/h* < 1), siendo el centro la zona más seca y bajo el dosel la más húmeda, resultado similar a lo descrito por Damascos (1998) en bosque de *Austrocedrus chilensis* y que Damascos y Rapoport (2002) en un bosque de *Nothofagus pumilio*. En cambio, en bosques de *Nothofagus pumilio* en un ambiente más húmedo, la humedad del suelo en verano no presentó grandes variaciones entre zonas de claro y bajo dosel arbóreo (Heinemann y Kitzberger 2006). En claros de dosel pequeños (*d/h < 1*) en un bosque mixto de *Nothofagus betuloides* y *Nothofagus pumilio* se incrementó el contenido de humedad del suelo respecto a posiciones bajo el dosel arbóreo continuo (Alvaro Promis, observación personal).

Sin embargo, Suarez y Kitzberger (2008) al comparar patrones de variables microclimáticas a lo largo de claros de dosel formados por la caída de árboles o por sequía en un bosque de *Nothofagus dombeyi – Austrocedrus chilensis*, encontraron que no existe variación espacial en la luz transmitida hacia su interior. No obstante, la humedad del suelo durante febrero fue mucho menor en los claros formados por muerte de árboles atribuidos a evento de sequía, que en aquellos claros formados por caída de árboles. En general, en los claros de dosel formados por la caída de árboles, la humedad del suelo fue mayor hacia el norte del claro; mientras que en los claros formados por sequía, la humedad del suelo fue mayor en el centro del claro.

Además de lo anterior, el tamaño de los claros de dosel también afecta a las variables microclimáticas (De Freitas y Enright 1995, Geiger *et al*. 2003, Gálhidy *et al*. 2006). En claros de dosel más grandes ingresa más luz al piso del bosque, lo que causa que la temperatura del aire y del suelo también aumente (Gray *et al*. 2002, Geiger *et al*. 2003). Sin embargo, este patrón de aumento de la temperatura puede variar, en la medida que el claro se hace muy grande respecto a la altura de los árboles del alrededor, ya que el ingreso de viento al interior del claro puede mezclar el aire, lo que haría disminuir la temperatura (Geiger *et al*. 2003). Respecto a la humedad del suelo, en general no se ha reportado cambios en esta variable después de haber sido comparados los valores de claros de dosel de diferente tamaño (Gálhidy *et al*. 2006).

Al respecto, Damascos (1998) en bosque de *Austrocedrus chilensis* indicó que claros medianos (entre 5 y 10 m de diámetro) reciben más luz que los claros más pequeños (menor a 5 m de diámetro), y que la temperatura del suelo es mayor en claros de dosel medianos. Sin embargo, el contenido de humedad del suelo no difirió entre los tamaños de claros estudiados. Similares resultados fueron encontrados por Damascos y Rapoport (2002) en claros de dosel medianos y pequeños en un bosque de *Nothofagus pumilio*. Sin embargo, en un estudio en un bosque de *Nothofagus antarctica*, en claros de dosel grandes (*d/h* > 2), medianos (*d/h* entre 1 y 2) y pequeños (*d/h* < 1), los resultados muestran que la radiación solar transmitida (directa, difusa y total) en claros de dosel grande son estadísticamente mayores respecto a los otros tamaños y bajo el dosel del bosque, tanto en el período de primavera-verano como de otoño-invierno. Durante el período de otoño-invierno la temperatura máxima del aire y la oscilación diaria (diferencia entre la máxima y mínima) de la temperatura del suelo fue mayor en los claros de dosel grande respecto a las otras situaciones. En período de primavera-verano, en cambio, la temperatura media del suelo, máxima y oscilación diaria fueron estadísticamente mayores que en claro de dosel grande respecto a otros tamaños de claros (Alvaro Promis, observación personal).

Claro de raíces o subterráneo y ciclado de nutrientes

La creación de un claro en el dosel arbóreo puede producir también un claro a nivel de raíces o subterráneo, debido a la muerte de uno o varios árboles (Bauhus 2009). Sin embargo, debido a que las raíces de los árboles tienen una extensión mayor que la de sus copas, el claro puede permanecer parcialmente ocupado por el sistema radicular de los árboles vecinos (Bauhus 2009). De esta manera se pone en duda si la creación de un claro de dosel es capaz de crear un claro de raíces o subterráneo que sea funcional al mismo tiempo (Taskinen *et al*. 2003, Kimmins 2004, O'Hara 2014). La distribución y dinámica de raíces finas en claros de dosel son aspectos relevantes para entender la interferencia en competencia por recursos subterráneos que realizan los árboles cercanos (Taskinen *et al*. 2003). En general se ha señalado que debido a la creación de claros de dosel se produce una disminución de las raíces finas, lo que ha sido atribuido a la muerte de las raíces debido a cambios en las condiciones microclimáticas (Taskinen *et al*. 2003, Kimmins 2004). Por lo tanto, en estas zonas de claros de raíces se podría reducir la competencia por los recursos disponibles bajo el suelo, lo que puede tener implicaciones positivas para el reclutamiento posterior de plántulas (Bauhus, 2009). Algo que de todas maneras ha sido muy poco evaluado internacionalmente y menos en bosques templados de Chile y Argentina. Por lo menos, en un bosque mixto de *Nothofagus betuloides* y *Nothofagus pumilio* se ha evidenciado que las plantas de regeneración de ambas especies en claros de dosel presentan una mayor biomasa de raíces que aquellas plantas que se encuentran bajo dosel cerrado; y que además el largo específico de raíces es mayor (Hernández 2015).

En claros de dosel se ha observado que existe un alto nivel de incorporación de nutrientes al suelo, debido a la alta tasa de descomposición de materia orgánica (Denslow *et al*. 1998, Prescott *et al*. 2003, Muscolo *et al*. 2007, Scharenbroch y Bockheim 2008, Muscolo *et al*. 2014). Esto seguramente se puede atribuir al incremento de la radiación solar y de la temperatura del suelo en el interior de los claros, lo que, a su vez, incrementa la mineralización de la materia orgánica y la actividad microbiana del suelo (Scharenbroch y Bockheim 2008, Muscolo *et al*. 2014). Sin embargo, los estudios sobre cambios en propiedades del suelo debido a la influencia de tamaños de claros de dosel han mostrado diferencias en sus resultados. Por un lado, Denslow *et al*. (1998) no encontraron variaciones en las tasas de descomposición de hojarasca entre claros de dosel de diferentes tamaños en bosques tropicales. Por otro lado, varios trabajos han documentado altas tasas de descomposición de hojarasca en claros pequeños o en posiciones de dosel continuo respecto a claros de dosel más grandes (Prescott *et al*. 2003). No obstante, también hay trabajos que indican que claros grandes contienen menos materia orgánica en el suelo que claros más pequeños (Muscolo *et al*. 2007). Además, en bosques templados europeos, los claros de dosel han tenido poco efecto en la disponibilidad de nutrientes o en la mineralización de ellos (Bauhus 1996).

Para bosques templados de Chile y Argentina no se han encontrado a la fecha investigaciones relacionadas con la evaluación de patrones, tendencias o cambios en propiedades químicas y físicas del suelo, descomposición de materia orgánica, mineralización o actividad microbiana, respecto a variaciones espaciales o temporales en claros de dosel.

Micrositios en claros de dosel

El proceso de muerte del o los árboles creadores del claro de dosel, si es que se producen por desraizamiento, quiebre de tronco, de la copa, o muerte del árbol en pie (Franklin *et al*. 1987), producen varios tipos de micrositios para regeneración al interior del bosque (Grubb 1977), los que pueden ser divididos en zonas de raíces, de tronco, de copa y la zona que no es sujeta a disturbio. No todas las semillas que llegan al suelo del bosque encuentran condiciones adecuadas para la germinación y posterior establecimiento de planta, debido a la alta heterogeneidad

existente a nivel del piso forestal (Harper *et al*. 1961, Bailey *et al*. 2012), y las características propias de las especies. La presencia de distintos micrositios de regeneración (sitios seguros) dentro del bosque condiciona la germinación de semillas, el establecimiento y el desarrollo de las plantas; pues en ellos las semillas pueden encontrar las condiciones adecuadas de disponibilidad de recursos (luz, agua y nutrientes) para estimular la germinación y el establecimiento de plantas y, al mismo tiempo ofrecen seguridad en su crecimiento (Harper *et al*. 1961).

El desraizamiento de árboles genera variaciones en la microtopografía, destacando montículos y hoyos en el piso del bosque, con una acumulación de raíces que quedan expuestas al aire, suelo mineral desnudo, materia orgánica en distintos grados de descomposición, troncos caídos, zonas con material de las copas y hojarasca (Schaetzl *et al*. 1989, Ulanova 2000), dejando una alta cantidad y variedad de restos leñosos. Muchos bosques maduros presentan una superficie irregular a nivel del suelo, con signos de ocurrencia de disturbios antiguos. Se ha estimado que montículos y hoyos en el piso del bosque, debido al descalce de los árboles, pueden ocupar entre 1,6 y 48% del suelo en el interior del bosque (Beatty 1984, Webb 1999, Ulanova 2000). Al mismo tiempo, la cantidad de restos leñosos es muy variable dentro del bosque, la que oscila entre 10 y 683 Mg/ha (Harmon 2009). La permanencia del material leñoso en el piso forestal dependerá de la tasa de entrada versus la de descomposición (Harmon 2009). Todo esto en su conjunto produce una alta heterogeneidad de micrositios, los que poseen diferentes características en disponibilidad de nutrientes, microclima y estructura superficial (Peterson y Campbell 1993, Christie y Armesto 2003, Bailey *et al*. 2012).

El suelo mineral expuesto en los montículos de los descalces de árboles puede llegar a ser un espacio ideal para plantas que presentan semillas pequeñas (Webb 1999), ya que habría una disminución de competencia (aérea y subterránea), una delgada cobertura de hojarasca, una alta porosidad y aireación del sustrato, una baja densidad aparente, temperaturas de suelo altas durante el verano y con menos acumulación de nieve (Beatty 1984, Schaetzl *et al*. 1989). Por otro lado, los hoyos que dejan los descalces no son muy utilizados para el establecimiento de árboles, sino más bien por plantas de hábito acuático, debido a las condiciones de alta humedad, agua estancada y alta cantidad de hojarasca (Beatty 1984, Schaetzl *et al*. 1989), donde las plantas de regeneración deben llegar a soportar repetidas heladas, densos micelios de hongos, compactación de suelo y falta de aireación (Schaetzl *et al*. 1989). Sin embargo, en sitios con alta capacidad de drenaje, estos hoyos pueden ser favorables para la germinación de semillas debido al aumento de los niveles de humedad del suelo (Schaetzl *et al*. 1989). Debido a la caída del tronco o la copa del árbol, muchas de las plantas de regeneración que se encuentran establecidas, en estado de regeneración avanzado, pueden morir o ser dañadas (Poorter 2001), y las que no son dañadas pueden verse beneficiadas por la disminución de competencia (Brandani *et al*. 1988). Bajo la zona de copas, en general se ve limitada la capacidad de germinación de semillas y crecimiento de plantas, posiblemente debido a la disminución de la transmisión de luz hacia el suelo y a la alta concentración de hojas y ramas (Poorter 2001). Sin embargo, la descomposición de los restos de hojas y material leñoso de la copa de los árboles puede liberar alta cantidad de nutrientes rápidamente (Brandini *et al*. 1988), pero este proceso puede tomar varios años (Poorter 2001). Por otro lado, la parte más alta del tronco que se encuentra caído sobre el piso del bosque recibe una mayor cantidad de luz, respecto a los otros micrositios que se encuentran a nivel del suelo (Harmon y Franklin 1989). Tales condiciones, en combinación con la mayor disponibilidad de humedad que se encuentra en la madera en descomposición, la liberación de nutrientes y energía por el proceso de descomposición y la fijación de nitrógeno crean excelentes condiciones para la germinación y crecimiento de plantas, la que es mejor respecto a aquella ocurriendo en el piso del bosque cubierto de hojarasca (Harmon *et al*. 1986, Franklin *et al*. 1987, Veblen *et al*. 1996, Poorter 2001). Además, en este caso las plantas se encontrarían en ventaja,

pues ellas estarían creciendo sobre o alejadas de las plantas que serían potenciales competidoras (Harmon y Franklin 1989). En varios estudios se ha documentado la influencia negativa que puede tener diferentes profundidades de hojarasca, a través de la inhibición de germinación de semillas de varias especies y el posterior establecimiento de las plantas (Peterson y Campbell 1993). En general se indica que la regeneración podría tener una limitada capacidad de penetrar y emerger a través de la capa de hojarasca (Kitajima y Fenner 2000). Especies que poseen semillas de gran tamaño podrían tener mayor éxito en la posibilidad de emerger desde suelo y hojarasca de mayor profundidad (Kitajima y Fenner 2000, Christie y Armesto 2003). En cambio, plantas de especies con semillas de pequeño tamaño aumentan su capacidad de reclutamiento en la medida que se produce remoción de hojarasca, que el suelo mineral queda expuesto o tienen se encuentran sobre restos de madera en descomposición (Christie y Armesto 2003).

Para el caso de los bosques templados de Chile y Argentina se ha descrito que habría especies que mejorarían sus tasas de germinación en la medida que las semillas se encuentran en claros de dosel (Figueroa y Hernández 2001). Las plantas de regeneración de especies del género *Nothofagus* se establecerían mejor en condiciones de luminosidad moderadamente altas, donde el suelo mineral se encuentre expuesto (Veblen *et al*. 1996). Sin embargo, en el interior de bosques de maduros *Nothofagus betuloides*, *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus nitida* se establecen con preferencia sobre troncos o tocones en descomposición (Lusk 1995, Veblen *et al*. 1996, Promis *et al*. 2010, González 2016), todas especies de semillas pequeñas. En este sentido, Lusk (1995) y Christie y Armesto (2003) muestran en general que especies de semillas pequeñas (0,1-2,0 g), tales como *Eucryphia cordifolia*, *Laureliopsis philippiana*, *Tepualia stipularis* y *Weinmannia trichosperma* se establecen preferentemente sobre madera en descomposición, en cambio, semillas de mayor tamaño como *Podocarpus nubigena* (450 g) se establecen sobre suelo del bosque que no presenta disturbio. Por otro lado, las plantas de regeneración de bosques de *Nothofagus pumilio* se encuentran establecidas en troncos con alto grado de descomposición y sobre hojarasca, con o sin ramas a su alrededor (Toro 2014). En bosques el micrositio de regeneración para *Austrocedrus chilensis* ha sido caracterizado con presencia de hojarasca, tanto de la misma especie como de *Nothofagus antarctica*, hierbas, alta cobertura de musgos y presencia de arbustos (Gobbi y Schlichter 1998).

No obstante, son muy pocos los estudios que han documentado la existencia de variaciones de micrositios en claros de dosel. Heinemann *et al*. (2000) y Heinemann y Kitzberger (2006) documentaron que la supervivencia de la regeneración de *Nothofagus pumilio* se encuentra muy influida por la disponibilidad de humedad del suelo en condiciones de bosques más secos, prefiriendo las plantas en este caso condiciones sombrías hacia el norte del claro y sobre madera en descomposición. González *et al*. (2015) encontraron que en general una alta densidad de plantas de regeneración se encontraría asociada con una baja cobertura y competencia de especies del género *Chusquea* en claros de dosel, y que grandes troncos en claros también influirían positivamente la densidad de plantas arbóreas en bosques maduros del tipo forestal Roble-Raulí-Coihue en la Cordillera de los Andes. Sin embargo, un estudio más específico en un bosque de *Nothofagus betuoides*, se detalla que las plantas de regeneración se encuentran establecidas hasta en 16 micrositios distintos, siendo los más utilizados los residuos de madera alta y medianamente descompuestos (González 2016).

Sin embargo, no todos los micrositios de regeneración son efectivos para el crecimiento posterior de las plantas, y en ese sentido habría que considerar la existencia del nicho de crecimiento (O'Hara 2014), o el cambio en nicho ontogenético (Young *et al*. 2005), donde la regeneración establecida puede llegar ser competitivamente exitosa en esa condición ambiental (O'Hara 2014). Por lo tanto, habría que considerar que un sitio seguro para la germinación, podría no ser el mejor micrositio para el establecimiento de las plantas (Schupp 1995), y quizás no ofrecería las condiciones efectivas de crecimiento para competir con

otras plantas por recursos (luz, agua, nutrientes), lo que impediría o condicionaría su persistencia (O'Hara 2014). En este sentido, en el bosque templado lluvioso el micrositio de regeneración sobre madera en descomposición sigue siendo importante para supervivencia solamente de *Nothofagus nitida,* ya que en fase avanzada de crecimiento se sigue encontrando abundantemente sobre ese tipo de sustrato (Lusk 1995). En cambio, las especies de *Laureliopsis philippiana* y *Weinmannia trichosperma* que presentaban altas densidades de plantas de regeneración en fases iniciales de establecimiento sobre troncos o tocones en descomposición, en fases avanzadas de crecimiento disminuye fuertemente su presencia (Lusk 1995). Sin embargo, en bosques adultos no es frecuente encontrar árboles grandes que muestren signos de haber crecido sobre troncos, los que se reconocen por sus elevadas raíces respecto al suelo (Veblen *et al*. 1996). En el caso de *Nothofagus betuloides*, las plantas de regeneración también cambian en el tiempo la frecuencia en el uso de micrositios, llegando a ser el más utilizado los montículos de descalces en plantas con altura mayor a 100 cm (González 2016).

Biodiversidad

Tal como se ha revisado hasta el momento, la creación de claros de dosel genera muchos cambios en el ambiente biofísico al interior del bosque. Cambios en disponibilidad de recursos y sustratos modifican la diversidad de especies de plantas vasculares y no vasculares (Jonsson y Esseen 1990, Busing y White 1997). Sin embargo, también se ha documentado que si la variación en las condiciones ambientales es reducida entre el claro del dosel y la zona bajo el dosel cerrado, deberían existir pocas diferencias también en las comunidades de plantas del sotobosque (Collins y Pickett 1987, Damascos y Rapoport 2002, Fahey y Puettmann 2007). La literatura muestra que el efecto de los claros de dosel sobre cambios en la composición de especies y diversidad del sotobosque se ha focalizado mayoritariamente en las plantas vasculares (Busing y White 1997, Fahey y Puettmann 2007), siendo menos reconocido los cambios que se pueden producir a nivel de plantas no vasculares, tales como musgos, hepáticas y antocerotes (Jonsson y Esseen 1990, Promis *et al*. 2012).

En general para bosques templados de Chile y Argentina, la mayoría de los estudios relativos a claros de dosel se ha centrado en el estudio de la dinámica de la regeneración de especies leñosas (Veblen 1985, Rebertus y Veblen, 1993, Heinemann *et al*. 2000, Cuevas 2003, Fajardo y de Graaf 2004, Pollmann y Veblen 2004, Cavieres y Fajardo 2005, Heinemann y Kitzberger 2006, Promis 2009, Promis *et al*. 2010). Varios trabajos documentan una abundante proliferación de especies del género *Chusquea* al momento de creación de un claro de dosel (Veblen *et al*. 1996, Lusk 2001, González *et al*. 2002, Holz y Veblen 2006, González *et al*. 2015), y además altos valores de importancia en la ocupación del espacio abierto por especies arbustivas (*Azara lanceolata*), trepadoras y epífitas (*Luzuriaga radicans*, *Mitraria coccinea*, *Asteranthera ovata*), helechos (*Blechnum blecnoides*) y hierbas (*Dysopsis glechomoides*) (González *et al*. 2015). Sin embargo, esas investigaciones han sido más bien descriptivas, y han ignorado el estudio de las variaciones espaciales o temporales del o cambio en la composición de especies respecto a la formación de claros de dosel, y la influencia de variaciones microambientales en ellos, lo que produce la partición de nichos a través de claros de dosel (Fahey y Puettmann 2007). Uno de los pocos trabajos publicados que compara la distribución de hierbas y arbustos que se encuentran creciendo bajo el dosel cerrado de bosques dominados por *Nothofagus pumilio* respecto a dos tamaños diferentes de claros de dosel (Damascos y Rapoport 2002), no encuentra diferencias a nivel de riqueza de especies. Por otro lado, en un bosque maduro de *Nothofagus betuloides*, después de analizar la composición florística, riqueza y diversidad de especies de flora vascular y no vascular a lo largo de claros de dosel y el dosel cerrado del bosque, no se registraron mayores cambios en el sotobosque, las que se pueden considerar en un relativo estado de estabilidad con el medio ambiente, debido a que los claros de dosel en este

bosque son mayoritariamente pequeños (Promis *et al*. 2012). Por lo tanto, también se hace necesario realizar un mayor número de investigaciones al respecto, especialmente sobre los posibles cambios en la diferenciación de micrositios y diversidad de especies a través de claros de dosel de diferentes tamaños, respecto al dosel cerrado del bosque, en los distintos tipos forestales, y a lo largo y ancho de sus distribuciones naturales.

Dinámica de la regeneración en claros de dosel en los bosques templados de Chile y Argentina

En Chile y Argentina, se ha señalado que la regeneración de especies intolerantes a la sombra del género *Nothofagus*, tal como *Nothofagus dombeyi* (Donoso 1994, Veblen *et al*. 1996), requieren de disturbios de gran escala, en condiciones de baja (< 500 m.s.n.m.) y media altitud (i. e. 500 – 1.000 m.s.n.m.) en la zona centro-sur de Chile (Veblen *et al*. 1996, Pollmann y Veblen 2004). En estas condiciones, los bosques están compuestos por una alta riqueza de especies vasculares, con una alta presencia de especies tolerantes a la sombra, y la ocurrencia de pequeños claros de dosel no influye positivamente en el proceso de regeneración de las especies de *Nothofagus* (Veblen *et al*. 1979, Veblen *et al*. 1996, Pollmann y Veblen 2004). Por el contrario, se ha evidenciado que, en este tipo de bosques, la regeneración de las especies arbóreas tolerantes a la sombra sería favorecida por la creación de claros de dosel. En este sentido, en bosques adultos del tipo forestal Coihue – Raulí – Tepa de la Cordillera de los Andes, la respuesta de la regeneración en claros de dosel se caracteriza por el establecimiento y liberación de plantas de especies tolerantes a la sombra ya establecidas, como por ejemplo lo son *Laureliopsis philippiana*, *Myrceugenia planipes* y/o *Dasyphyllum diacanthoides* (González *et al*. 2015). En estos bosques y en los bosques dominados por *Nothofagus obliqua* (i. e. depresión intermedia y zonas bajas de las cordillera) con otras especies tolerantes a la sombra, la creación de claros de dosel influye sobre la liberación del bambú *Chusquea culeou* o *Chusquea quila*, generando densos matorrales, que impiden la regeneración de especies de *Nothofagus* (Lusk 2001, Soto *et al*. 2015) y que favorecen el establecimiento de plantas tolerantes (González *et al*. 2002) y medianamente tolerantes a la sombra, especialmente de aquellas que son favorecidas por regeneración vegetativa (González *et al*. 2002, Muñoz y González 2009). En estos casos, la muerte de plantas de *Chusquea* puede incrementar la posibilidad de reclutamiento de plantas de regeneración de especies tolerantes a la sombra (González *et al*. 2002, Muñoz y González 2009), y en condiciones de mayor altitud de *Nothofagus alpina*, especie más tolerantes a la sombra (Caccia *et al*. 2015).

No obstante, se ha evidenciado que para este tipo de bosques, donde claros de dosel fueron formados por la caída de un árbol de *Nothofagus* (con diámetros de copa de 20 m aproximadamente) podría favorecer el proceso de regeneración de *Nothofagus*, debido a la eventual disminución de densidad de plantas del sotobosque (disminución de competencia) y a la creación de micrositios adecuados para el establecimiento de plantas de regeneración, como son los sustratos elevados sobre grandes troncos o las partes altas de las raíces, luego de producirse la caída de los árboles (Veblen *et al*. 1996, Pollmann y Veblen 2004). Esto también se ha evidenciado en bosques con mayor presencia de *Nothofagus alpina*, en que el proceso de regeneración estaría relacionado a la creación de disturbios de pequeña y mediana escala (causados por la caída uno o algunos árboles), sin impedir su coexistencia con especies arbóreas más tolerantes a la sombra, debido a ser una especie medianamente tolerante a la sombra (Pollmann 2004).

A mayor altitud (aproximadamente entre 1.200 y 1.500 m.s.n.m. en zona centro-sur de Chile) y latitud, en bosques templados que están compuestos exclusivamente por especies de *Nothofagus*, los claros de dosel también han sido indicados como eventos de disturbios importantes para el desarrollo exitoso del proceso de regeneración arbórea (Rebertus y Veblen 1993, Donoso 1994, Veblen *et al*. 1996, Cuevas 2003,

Fajardo y de Graaf 2004, Promis *et al*. 2010). Al norte de los 43° S también se pueden encontrar especies del género *Chusquea*, las que pueden interactuar con las plantas de regeneración de las especies arbóreas (Veblen *et al*. 1996). En estas condiciones, se pueden encontrar una alta densidad de plantas de regeneración de *Nothofagus pumilio* establecidas en claros de dosel, donde es reducida la cobertura y la altura de las plantas de *Chusquea*. En estas áreas, *Nothofagus dombeyi* ocupa otro micrositio, y se ve favorecido por su capacidad de establecimiento sobre troncos que se encuentran en descomposición sobre el suelo (Veblen *et al*. 1996), lo cual le permite escapar de la competencia de *Chusquea*. Sin embargo, las plantas de regeneración previamente establecidas para ambas especies (*Nothofagus dombeyi y Nothofagus pumilio*) son capaces de responder rápidamente después de la muerte masiva de *Chusquea*, con un acelerado crecimiento en altura, especialmente en claros de dosel (Holz y Veblen 2006). Más hacia el sur, en Magallanes y Tierra del Fuego, donde no se presentan especies del género *Chusquea*, *Nothofagus pumilio* y *Nothofagus betuloides* son capaces de germinar y establecerse bajo dosel arbóreo y en claros de dosel (Rebertus y Veblen 1993, Veblen *et al*. 1996, Cuevas 2003, Fajardo y de Graaf 2004, Promis *et al*. 2010). La creación de claros de dosel libera ambas especies de posible competencia y permite mayor ingreso de luz al interior del bosque, permitiéndoles crecer a ambas especies (figura 2.4).



Figura 2.4 Regeneración avanzada de Nothofagus pumilio establecida en un claro de dosel en Monte Alto, Región de Magallanes (Fotografía: Alvaro Promis).

Silvicultura en bosques naturales basada en claros de dosel

Durante el último tiempo, a nivel mundial ha existido la intensión de utilizar prácticas silvícolas que emulan procesos ecológicos, los que incluyen los regímenes de disturbios naturales (Attiwill 1994, Coates y Burton 1997, Seymour *et al*. 2002). Con estas prácticas silvícolas basadas en disturbios naturales se plantea el objetivo de imitar efectos ambientales que permiten la regeneración de especies deseadas que promueven la sucesión forestal, con lo que se minimiza los cambios estructurales, composicionales y funcionales entre el bosque natural y manejado (Hart 2016) y es una oportunidad de mantener estructuras complejas y procesos típicos de bosques (Messier *et al*. 2013).

La remoción de árboles para la creación de claros de dosel, emulando la muerte natural de ellos en el bosque debido a la acción de disturbios naturales, ha sido en general utilizada para el desarrollo de prácticas silviculturales conducentes a bosques con estructuras multietáneas (Smith *et al*. 1997, Nyland 2002, O'Hara 2014). Desde un punto de vista silvicultural, la creación de aberturas de dosel se utiliza como un medio eficaz para regenerar el bosque (O'Hara 2014). En este sentido, cuando los claros de dosel se producen por la remoción de varios árboles maduros en pequeños grupos, el método silvícola corresponde al de selección en grupos, y al sistema de selección individual en el caso que se retire un árbol solamente (Smith *et al*. 1997, Nyland 2002, O´Hara 2014). En general, la utilización de estos sistemas silvícolas promueve el establecimiento y crecimiento de plantas de regeneración de especies tolerantes a la sombra (Nyland 2002). En la medida que las aberturas del dosel sean más grandes, las plantas de regeneración natural que pueden llegar a ser favorecidas son aquellas con tolerancia intermedia a luz (Hart 2016), a intolerantes a la sombra en el caso que el tamaño de la abertura se aproxime a un parche de aproximadamente 0,5 ha (O'Hara 2014). En este último caso, el método silvícola correspondería a corta de protección en grupos, en la que las aberturas que se crean para favorecer la regeneración de las especies arbóreas más intolerantes a la sombra, no deberían tener un diámetro mayor a la altura de los árboles del borde , con lo que se mejoran las condiciones ambientales, pero no se llegan a las condiciones extremas generadas por cortas a tala rasa (Nyland 2002).

Son pocas las experiencias que se conocen respecto a la creación de claros de dosel como alternativa silvicultural en bosques templados de Chile y Argentina. Otero y Monfil (1998) documentan la utilización de cortas de protección en hoyos de luz o claros en bosques del tipo forestal Coihue-Raulí-Tepa, pero no se documentan resultados sobre el efecto del proceso de la regeneración. En bosques de *Nothofagus pumilio* se ha experimentado con la implementación de cortas de selección, a través de la creación de claros de dosel (López Bernal *et al*. 2003, López Bernal *et al*. 2012). En estos bosques se ha evidenciado que *Nothofagus pumilio* es capaz de establecerse en claros de entre 100 y 400 m^2 de superficie. Luego de 40 años de la creación de los claros, más del 90% de la superficie presenta plantas de regeneración mayor a 1,3 m de altura (López Bernal *et al*. 2003). Durante los primeros 20 años desde la creación de claros, el crecimiento de las plantas de regeneración se encuentra influido por la disponibilidad de luz en aquellos bosques que se encuentran localizados en ambiente mésicos, mientras que en ambientes xéricos la disponibilidad de agua juega un rol importante (López Bernal *et al*. 2012). De esta manera, para asegurar el exitoso establecimiento y crecimiento inicial de la regeneración, en ambientes xéricos de bosques de *Nothofagus pumilio* se ha propuesto que la abertura de claros de dosel debe ser realizada en dos etapas: en una primera etapa los claros deberían tener relación *d*/*h* (diámetro del claro de dosel respecto a altura árboles de bosque) entre 0,8 y 1; relación que debería aumentarse, en una segunda etapa después de 35 años, a entre 1,5 y 2. En cambio, en bosques de ambientes mésicos las aberturas se pueden realizar en una sola operación, con claros que podrían tener una relación *d*/*h* que podría llegar a 2 (López Bernal *et al*. 2012). Al mismo

tiempo, para bosques multietáneos de *Nothofagus betuloides* en Magallanes, Promis (2013) ha propuesto el uso de cortas de selección a través del uso de claros de dosel, debido al rasgo de mayor tolerancia a la sombra expresada por las plantas de regeneración de esta especie en bosques maduros, sin embargo, no se han aplicado experiencias prácticas hasta la fecha.

En cambio, para bosques de *Nothofagus* en Nueva Zelandia, se ha documentado que las cortas de selección de árboles individuales, selección en grupos (de 0,05 a 0,2 ha) o cortas en parches de 0,5 ha (Allen *et al*. 2013). En general, en estos trabajos se ha evidenciado que existe un abundante número de plantas de regeneración de *Nothofagus* después de la cosecha de selección en grupos, y que después de 10 años se podrían cosechar rodales contiguos, cuando las plantas en los grupos lleguen a tener más de 4 m de altura contiguos (Allen *et al*. 2013). No obstante, los autores destacan que solamente ha evaluado una fase reducida del ciclo completo de manejo, lo que debería ser resuelto a través de un monitoreo permanente de los ensayos.

En general, para poder implementar propuestas de manejo de bosques considerando la creación de claros de dosel se debe tener en cuenta el tamaño mínimo de claro (relación *d/h*), con el que se estaría garantizando el reclutamiento de plantas de regeneración, ya que claros pequeños deberían favorecer especies tolerantes a la sombra, y claros más grandes especies más intolerantes a la sombra, como lo son las especies de *Nothofagus*. También se debe tener en cuenta el período de tiempo que debe pasar antes de intervenir el rodal nuevamente, a través de una expansión del claro producido o, para la creación de nuevos claros dentro del mismo rodal (Hart 2016). La intensidad de competencia local entre árboles, especialmente debido a la fertilidad del suelo, pueden influir en la respuesta de las plantas, ya que la competencia puede llegar a ser más intensa en suelos fértiles, lo que puede llegar a influir el crecimiento de árboles y la diferencia en su crecimiento dentro y entre rodales (Allen *et al*. 2013).

Finalmente, también se ha evidenciado que el diseño de modelos de simulación brinda otra opción para evaluar los efectos a largo plazo de las actividades resultantes del manejo de bosques (Coates *et al*. 2003), algo que también debería explorarse en mayor medida en los bosques templados de Chile y Argentina. En este sentido, luego de una evaluación de diferentes escenarios de cosecha en bosques templados lluviosos en el sur de Chile, se evidenció que la aplicación del método silvícola de selección en bosques maduros podría mantener la estructura y composición en el tiempo, pero con bajas cuotas de cosecha (Rüger *et al*. 2007). En general, este método de cortas de selección en grupos puede ser adecuado para pequeños o medianos propietarios, debido a la baja extracción de volumen de madera del bosque (Otero y Monfil 1998).

Conclusiones y desafíos futuros

A nivel mundial, nuevos desafíos silviculturales deben incorporar cambios ambientales y sociales. Por un lado la sociedad, no solo sigue demandando productos relacionados con la madera, sino que también está haciendo uso de los bosques como espacios de recreación, para lo que busca encontrar valores de calidad estética, donde los bosques son percibidos de manera más natural. Por otro lado, el manejo forestal, que es una actividad de largo plazo en el tiempo, debe tener en consideración los cambios que se están experimentando globalmente (i. e. clima, invasión de especies exóticas, cambio de uso del suelo). Hoy en día, es necesario tratar de anticiparse a estos cambios ambientales y, a los efectos que pueden tener sobre los bosques, a través de la implementación de técnicas silvícolas que permitan el desarrollo de bosques más resistentes y resilientes a los disturbios (O'Hara 2014). Estos cambios en las variaciones climáticas, debido por ejemplo al calentamiento global, podrían aumentar los eventos de disturbios, sus frecuencias de ocurrencia, tamaños e intensidades (Allen *et al*. 2010, O'Hara 2014, Kulakowski *et al*. 2017).

Ahora bien, desde un punto de vista silvícola, la decisión de regenerar un bosque se toma cuando el bosque ha alcanzado una edad madura, cuando por alguna razón se encuentra dañado o degradado y se desea restaurar, o cuando el propietario quiere recuperar un área que tenía árboles antiguamente (Nyland 2002). En este sentido, las estrategias de manejo y las prácticas silviculturales deberían aprovechar el conocimiento adquirido respecto a la influencia de los disturbios naturales y de la dinámica de bosques naturales, especialmente cuando el objetivo de manejo del bosque incluyen la producción y la conservación (Coates y Burton 1997, Seymour *et al*. 2002, Franklin *et al*. 2002, O'Hara 2014, Franklin *et al*. 2007, Kulakowski *et al*. 2017). Desde un punto de vista de conservación se podrían plantear los objetivos de la mantención de la estructura natural del bosque, la conservación de la biodiversidad, la protección contra la invasión de especies exóticas y la mantención de interacciones bióticas y abióticas necesarias para mantener el proceso de regeneración natural de las especies arbóreas después de la corta y cosecha del rodal.

En general los claros de dosel son un disturbio frecuente en bosques templados de Chile y Argentina. A la fecha, la literatura evidencia un conocimiento parcial de los patrones descriptivos de los claros de dosel, como son el origen, el tamaño y el porcentaje de claros de dosel existentes por superficie o por rodal, especialmente en bosques de los tipos forestales Ciprés de la Cordillera, Roble-Raulí-Coihue, Lenga, Siempreverde y Coihue de Magallanes. Sin embargo, falta información sobre forma, edad y distribución temporal y espacial de los claros de dosel. La falta de estos antecedentes (i. e. tamaño de claro de dosel y/o intervalo de retorno) podría ser considerada una limitante para simular patrones de regímenes de disturbios naturales respecto a su proyección sobre el desarrollo de sistemas silvícolas que incorporan este conocimiento (Seymour *et al*. 2002), algo que debería ser considerado en futuros estudios, para expandir el conocimiento, sobre todo en aquellos Tipos Forestales de los que no hay información, en diferentes condiciones topográficas y ubicaciones en el paisaje (i. e. Cordillera de la Costa, Valle Central o Cordillera de los Andes). Desde un punto de vista silvícola, la heterogeneidad de un rodal se vería afectada después de la corta de árboles, por el número de claros de dosel que se forman; la frecuencia en la distribución de tamaños de claros de dosel; el tiempo que transcurre hasta que la regeneración vuelve a llenar el espacio liberado; y la densidad y distribución del bosque que se ha mantenido intacto (Coates y Burton 1997).

Métodos silvícolas, como éstos que utilizan los claros de dosel como tratamiento para inducir la regeneración, deben asegurar el éxito del establecimiento, supervivencia y crecimiento de plantas. Para que las plantas de regeneración puedan surgir y llegar a crecer a edades avanzadas es necesario que existan condiciones favorables de micrositio (e.g. adecuadas camas de semilla y un medio ambiente que promueva la germinación de semillas); se disminuyan las pérdidas por presencia de patógenos, insectos, pájaros, mamíferos; haya una adecuado ambiente de luz, humedad, temperatura y de nutrientes para el establecimiento y supervivencia de las plantas de regeneración; y existan condiciones adecuadas para el crecimiento, que además aseguren la supervivencia de las plantas en el tiempo (Nyland 2002). En este sentido, un desafío futuro, para la aplicación de tratamientos silvícolas que utilizan claros, es la de comprender de mejor forma el efecto que tiene su creación, y mantención en el tiempo, sobre el microclima forestal (e.g. radiación solar transmitida, variación en temperatura y humedad del aire, distribución de precipitaciones, velocidad del viento), sobre la disponibilidad de micrositios adecuados para la regeneración y su posterior influencia en la mantención de los nichos de crecimiento de la regeneración. En general, se conoce bastante de los efectos de los claros de dosel sobre algunos patrones de regeneración de las especies arbóreas más importantes, o dominantes de los tipos forestales antes mencionado, tal como establecimiento y crecimiento de plantas de regeneración.

Sin embargo, conocimientos como el efecto de las variables ambientales sobre el crecimiento de las plantas a lo largo del tiempo es escaso. Por ejemplo, Donoso *et al*. (2013 y 2015) evidencian que los requerimientos de luz de plantas de regeneración de *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus alpina* aumentan con su edad y tamaño. Algo similar fue evidenciado por Promis *et al*. (2010) para plantas de *Nothofagus betuloides*. Todo lo anterior se hace más complejo en la medida que los bosques se encuentra formados por la coexistencia de varias especies, con rasgos de tolerancia que son diferentes, algunas más intolerantes a la sombra y otras más tolerantes, y que responden en forma diferente a la partición de recursos que se produce por la creación de claros de dosel. Por lo tanto, para proyectar el uso de claros de dosel para regenerar el bosque, hay que determinar, a partir de experiencias de investigación, las respuestas ecofisiológicas de las plantas respecto a los cambios ambientales que se producen. De esta manera se podrá evaluar y entender mejor la relación de los efectos que producen por la creación de los claros de dosel sobre el proceso de regeneración de las plantas que formarán parte del dosel arbóreo del bosque, y se puede planificar las diferentes actividades silvícolas que se deben desarrollar en el tiempo (e.g. cortas de expansión de claro).

Por último, el conocimiento de los efectos de los claros de dosel sobre los procesos a nivel del suelo es casi nulo, lo que incluye proceso biogeoquímico, composición y crecimiento microbiano, y características físicas y químicas del suelo; así como también sobre los cambios sobre la biodiversidad de plantas y animales. Por lo tanto, se recomienda seguir avanzando en la posibilidad de adquirir más de estos conocimientos, considerando las características de los claros (tamaño, forma, edad) y el tipo de bosque en el que se produce.

Agradecimientos

El autor agradece el apoyo del Proyecto CONAF 012/2014 "Desarrollo de propuesta de tecnología silvícola para favorecer la recuperación de bosques degradados de *Nothofagus antarctica*".

Referencias

Allen RB, IA Dickie, TA Easdale, JH Hurst, SK Wiser. 2013. Desarrollo de sistemas de manejo para producción de madera en bosques de *Nothofagus* de Nueza Zelandia. *En* Donoso P, A Promis eds. Silvicultura en bosques nativos. Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelandia. Estudios en Silvicultura de Bosques Nativos Vol. 1. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 198–219.

Allen CD, AK Macalady, H Chenchouni, D Bachelet, N McDowell, M Vennetier, T Kitzberger, A Rigling, DD Breshears, ET Hogg, P González. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660–684.

Attiwill PM. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservation management. *Forest Ecology and Management* 63(2–3): 247–300.

Bailey TG, NJ Davidson, DC Close. 2012. Understanding the regeneration niche: Microsite attributes and recruitment of eucalypts in dry forests. *Forest Ecology and Management* 269: 229–238.

Battles JJ, TJ Fahey, EMB Harney. 1995. Spatial pattering in the canopy gap regime of a subalpine *Abies-Picea* forest in the northeastern United States. *Journal of Vegetation Science* 6: 807–814.

Battles JJ, JG Dushoff, TJ Fahey. 1996. Line intersect sampling of forest canopy gaps. *Forest Science* 42: 131–138.

Bauhus, J. 1996. C and N mineralization in an acid forest soil along a gap-stand gradient. *Soil Biology and Biochemistry* 28:923–932.

Bauhus J. 2009. Rooting patterns of old-growth forests: is aboveground structural and functional diversity mirrored belowground? *En* Wirth C, G Gleixner, M Heimann eds. Old-growth forests. Function, fate and value. Berlin, Alemania. Springer-Verlag. p. 211–229.

Beatty SW. 1984. Influence of microtopography and canopy species on spatial patterns of forest understory plants. *Ecology* 65(5): 1406–1419.

Betts HD, LJ Brown, GH Stewart. 2005. Forest canopy gap detection and characterization by the use of high-resolution Digital Elevation Models. *New Zealand Journal of Ecology* 29(1): 95–103.

Brandani A, GS Hartshorn, GH Orians. 1988. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rican tropical wet forest. *Journal of Tropical Ecology* 4: 99–119.

Brokaw NVL. 1982a. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 14(2): 158–160.

Brokaw N. 1982b. Treefalls: Frequency, timing, and consequences. *En* Leigh EG, AS Rand, DM Windsor eds. The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-Term Changes. Washington DC, Estados Unidos. Smithsonian Institution Press. p. 101–108.

Busing RT, PS White. 1997. Species diversity and small-scale disturbance in an old-growth temperate forest: a consideration of gap partitioning concepts. *Oikos* 78: 562–568.

Bustos P. 2013. Propuesta de un nuevo método de campo para la medición de parámetros de claros de dosel y su comparación con otros métodos. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 44 p.

Caccia FD, T Kitzberger, EJ Chaneton. 2015. Episodic bamboo die-off, neighbourhood interactions and tree seedling performance in a Patagonian mixed forest. *Journal of Ecology* 103: 231–242.

Canham CD, JS Denslow, WJ Platt, JR Runkle, TA Spies, PS White. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 620–631.

Cavieres LA, A Fajardo. 2005. Browsing by guanaco (*Lama guanicoe*) on *Nothofagus pumilio* forest gaps in Tierra del Fuego, Chile. *Forest Ecology and Management* 204: 237–248.

Christie DA, JJ Armesto. 2003. Regeneration microsites and tree species coexistence in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology* 91: 776–784.

Coates KD, PJ Burton. 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management* 99: 337–354.

Coates DK, CD Canham, M Beaudet, DI Sachs, C Messier. 2003. Use of a spatially explicit individual-tree model (SORTIE/BC) to explore the implications of patchiness in structurally complex forest. *Forest Ecology and Management* 186: 297–310.

Collins BS, STA Pickett. 1987. Influence of canopy opening on the environment and herb layer in a northern hardwoods forest. *Vegetatio* 70: 3–10.

Cuevas JG. 2003. Gap characteristics in relation to forest structure and implications for southern beech forest dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1915–1922.

Damascos MA. 1998. Morfología de las plantas de los claros y áreas sombreadas del bosque de *Austrocedrus chilensis*, Argentina. *Ecología Austral* 8: 13–22.

Damascos MA, Rapoport EH. 2002. Diferencias en la flora herbácea y arbustiva entre claros y áreas bajo dosel en un bosque de *Nothofagus pumilio* en Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 465–472.

De Freitas CR, NJ Enright. 1995. Microclimatic differences between and within canopy gaps in a temperate rainforest. *International Journal of Biometeorology* 38:188–193.

Denslow JS, AM Ellison, RE Sanford. 1998. Treefall gap size effects on above- and below-ground processes in a tropical wet forest. *Journal of Ecology* 86: 597–609.

Donoso C. 1994. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Segunda Edición. Santiago, Chile. Editorial Universitaria.

Donoso PJ, DP Soto, RE Coopman, S Rodríguez-Bertos. 2013. Early performance of planted *Nothofagus dombeyi* and *Nothofagus alpina* in response to light availability and gap size in a high-graded forest in the south-central Andes of Chile. *Bosque* 34(1): 23–32.

Donoso PJ, DP Soto, C Fuentes. 2015. Differential growth rates through the seedling and sapling stages of two *Nothofagus* species underplanted at low-light environments in an Andean high-graded forest. *New Forests* 46: 885–895.

Fahey RT, KJ Puettmann. 2007. Ground-layer disturbance and initial conditions influence

gap partitioning of understorey vegetation. *Journal of Ecology* 95: 1098–1109.

Fajardo A, R de Graaf. 2004. Tree dynamics in canopy gaps in old-growth forests of *Nothofagus pumilio* in southern Chile. *Plant Ecology* 173: 95–105.

Figueroa JA, JF Hernández. 2001. Seed germination responses in a temperate rain forest of Chiloé, Chile: effects of a gap and the tree canopy. *Ecología Austral* 11: 39–47.

Franklin JF, HH Shugartm NE Harmon. 1987. Tree death as an ecological process. *BioScience* 37(8): 550–556.

Franklin JF, TA Spies, R Van Pelt, AB Carey, DA Thornburgh, DR Berg, DB Lindenmayer, ME Harmon, WS Keeton, DC Shaw, K Bible, J Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423.

Franklin JF, RJ Mitchell, BJ Pallk. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. Newtown Square, PA, Estados Unidos. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. NRS-19. 44 p.

Gálhidy L, B Mihók, A Hagyó, K Rajkai, T. Standovár. 2006. Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understory vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology* 183:133–145.

Garbarino M, EB Mondino, E Lingua, TA Nagel, V Dunkić, Z Govedar, R Motta. 2012. Gap disturbances and regeneration patterns in a Bosnian old-growth forest: a multispectral remote sensing and ground-based approach. *Annals of Forest Science* 69: 617–625.

Geiger R, RH Aron, P Todhunter. 2003. The climate near the ground. 6th Ed. Rowman and Littlefield Publishers, INC. Lanham. 584 p.

Getzin S, RS Nuske, K Wiegand. 2014. Using unmanned aerial vehicles (UAV) to quantify spatial gap patterns in forests. *Remote Sensing* 6: 6988–7004.

Gobbi M, T Schlichter. 1998. Survival of *Austrocedrus chilensis* seedlings in relation to microsite conditions and forest thinning. *Forest Ecology and Management* 111: 137–146.

González ME, TT Veblen, C Donoso, L Valeria. 2002. Tree regeneration responses in a lowland *Nothofagus*-dominated forest after bamboo dieback in South-Central Chile. *Plant Ecology* 161: 59–73.

González ME, PJ Donoso, P Szejner. 2015. Tree-fall gaps and patterns of tree recruitment and growth in Andean old-growth forests in south-central Chile. *Bosque* 36(3): 383–394.

González, V. 2016. Influencia de micrositios en el establecimiento de plantas de regeneración en claros y bajo dosel en un bosque de *Nothofagus betuloides*, en Tierra del Fuego. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 47 p.

Gray AN, TA Spies, MJ Easter. 2002. Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. Can*adian Journal of Forest Research* 32:332–343.

Green PT. 1996. Canopy gaps in rain forest of Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. *Journal of Tropical Ecology* 12: 427–434.

Grubb PJ. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52: 107–145.

Gutiérrez AG, JC Aravena, NV Carrasco-Farías, DA Christie, M Fuentes, JJ Armesto. 2008. Gap-phase dynamics and coexistence of a long-lived pioneer and shade-tolerant tree species in the canopy of an old-growth coastal temperate rain forest of Chiloé Island, Chile. *Journal of Biogeography* 35: 1674–1687.

Harmon ME. 2009. Woody detritus mass and its contribution to carbon dynamics of old-growth forests: the temporal context. *En* Wirth C, G Gleixner, M Heimann eds. Old-growth forests. Function, fate and value. Berlin, Alemania. Springer-Verlag. p. 159–190.

Harmon ME, JF Franklin, FJ Swanson, P Sollins, SV Gregory, JD Lattin, NH Anderson, SP Cline, NG Aumen, JR Sedell, GW Lienkaemer, K Cromack, Jr, KW Cummins. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.

Harmon ME, JF Franklin. 1989. Tree seedlings on logs in Picae-Tsuga forests of Oregon and Washington. *Ecology* 70(1): 48–59.

Harper JL, JN Clatworthy, IH McNaughton, GR Sagar. 1961. The evolution and ecology of closely related species living in same area. *Evolution* 15: 209–227.

Hart JL. 2016. Gap-scale disturbances in Central Hardwood Forests with implications for management. *En* Greenberg CH, BS Collins eds. Natural disturbances and historic range of variation. Type, frequency, severity, and post-disturbance structure in Central Hardwood Forests USA. Cham, Suiza. Springer International Publishing Switzerland. p. 33–47.

Hart JL, HD Grissino-Mayer. 2009. Gap-scale disturbance processes in secondary hardwood stands on the Cumberland Plateau, Tennessee, USA. *Plant Ecology* 201: 131–146.

Heinemann K, T Kitzberger. 2006. Effects of position, understorey vegetation and coarse woody debris on tree regeneration in two environmentally contrasting forests of north-western Patagonia: a manipulative approach. *Journal of Biogeography* 33:1357–1367.

Heinemann K, T Kitzberger, TT Veblen. 2000. Influences of gap microheterogeneity on the regeneration of *Nothofagus pumilio* in a xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 25–31.

Hernández, J. 2015. Efecto de claros de dosel sobre la biomasa subterránea de plantas de regeneración en un bosque de *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst y *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser, en Tierra del Fuego. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 41 p.

Holz A, TT Veblen. 2006. Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine *Nothofagus* forest in the southern Andes. *Journal of Vegetation Science* 17: 19–28.

Jonsson BG, P-A Esseen. 1990. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. *Journal of Ecology* 78: 924–936.

Kenderes K, K Král, T Vrška, T Standovár. 2009. Natural gap dynamics in a Central European mixed

beech-spruce-fir old-growth forest. *Ecoscience* 16(1): 39–47.

Kimmins JP. 2004. Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry. Tercera Edición. New Jersey, Estados Unidos. Pearson Prentice Hall. 611 p.

Kitajima K, M Fenner. 2000. Ecology of seedling regeneration. *En* Fenner M ed. Seeds. The ecology of regeneration in plant communities. 2nd Edition. Wallingford, Reino Unido. CABI Publishing. p. 331–359.

Koukoulas S, GA Blackburn. 2005. Spatial relationships between tree species and gap characteristics in broad-leaved deciduous woodland. *Journal of Vegetation Science* 16: 587–596.

Kulakowski D, R Seidl, J Holeksa, T Kuuluvainen, TA Nagel, M Panayotov, M Svoboda, S Thorn, G Vacchiano, C Whitlock, T Wohlgemuth, P Bebi. 2017. A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 388: 120–131.

Latif ZA, GA Blackburn. 2010. The effects of gap size on some microclimate variables during late summer and autumn in a temperate broadleaved deciduous forest. *International Journal of Biometeorology* 54:199–129.

Lima RAF. 2005. Gap size measurement: the proposal of a new field method. *Forest Ecology and Management* 214: 413–419.

Lima RAF, AMZ Martini, S Gandolfi, RR Rodrigues. 2008. Repeated disturbances and canopy disturbance regime in a tropical semi-deciduous forest. Journal of Tropical Ecology 24: 85–93.

Liu QH, H Hytteborn. 1991. Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Picea-Abies* Forest. *Journal of Vegetation Science* 2: 391–402.

López Bernal PM, JO Bava, SH Antequera. 2003. Regeneración de un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) sometido a un manejo de selección en grupos. *Bosque* 24(2): 13–21.

López Bernal PM, GE Defosse, CP Quinteros, JO Bava. 2012. Sapling growth and crown expansion in canopy gaps of *Nothofagus pumilio* (lenga) forests in Chubut, Patagonia, Argentina. *Forest Systems* 21(3): 489–497.

Lusk CH. 1995. Seed siz, establishment sites and species coexistence in a Chilean rain forest. *Journal of Vegetation Science* 6: 249–256

Lusk CH. 2001. When is a gap not a gap? Light levels and leaf area index in bamboo-filled gaps in a Chilean rain forest. *Gayana Botanica* 58(1): 25–30.

McCarthy J. 2001. Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. *Environ. Rev.* 9: 1–59.

Messier C, KJ Puettmann, KD Coates eds. 2013. *Managing forests as complex adaptive systems. Building resilience to the challenge of global change*. New York, Estados Unidos. Routledge. 353 p.

Muñoz AA, ME González. 2009. Patrones de regeneración arbórea en claros a una década de la floración y muerte masiva de *Chusquea quila* (Poaceae) en un remanente de bosque antiguo del valle central en el centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 185–198.

Muscolo A, M Sidari, R Mercurio. 2007. Influence of gap size on organic matter decomposition, microbial biomass and nutrient cycle in Calabrian pine (*Pinus laricio* Poiret) stands. *Forest Ecology and Management* 242: 412–418.

Muscolo A, S Bagnato, M Sidari, R Mercurio. 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research* 25(4): 725–736.

Nuske RS, S Sprauer, J Saborowski. 2009. Adapting the pair-correlation function for analyzing the spatial distribution of canopy gaps. *Forest Ecology and Management* 259: 107–116.

Nyland RD. 2002. Silviculture: Concepts and applications. Illinois, Estados Unidos. Waveland Press, Inc. 682 p.

O'Hara. 2014. Multiaged silviculture. Manging for complex forest stand structures. Oxford, Reino Unido. Oxford University Press. 213 p.

Otero L, T Monfil. 1998. Silvicultura de los bosques del tipo forestal Coigüe-Raulí-Tepa. *En* Donoso C, A Lara eds. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 245–271.

Otero L, A Contreras, L Barrales. 1996. Cortas de protección en hoyos de luz: efectos microclimáticos. *Ciencia e Investigación Forestal* 10: 277–288.

Peterson CJ, JE Campbell. 1993. Microsite differences and temporal change in plant communities of treefall pits and mounds in an old-growth forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 120(4): 451–460.

Pollmann W. 2004. Regeneration dynamics and life history differences in southern Chilean *Nothofagus* forests: a synthesis. *Plant Ecology* 174: 353–369.

Pollmann W, TT Veblen. 2004. *Nothofagus* regeneration dynamics in South-Central Chile: a test of a general model. *Ecological Monographs* 74(4): 615–634.

Poorter, L. 2001. Gap heterogeneity and its implications for regeneration. *En* Orians G, E Deinert eds. Advanced comparative neotropical ecology. Organization for Tropical Studies. p. 200–214.

Poorter L, L Jans, F Bongers, RSAR van Rompaey. 1994. Spatial distribution of gaps along three catenas in the moist forest of Taï National Park, Ivory Coast. *Journal*

of Tropical Ecology 10: 385–398.

Prescott CE, GD Hope, LL Blevins. 2003. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high elevation spruce-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 2210–2220.

Promis A. 2009. Natural small-scale canopy gaps and below-canopy solar radiation effects on the regeneration patterns in a *Nothofagus betuloides* forest – A case study from Tierra del Fuego, Chile. Tesis Doctor Rer. Nat. Freiburg, Alemania. Facultad de Ciencias Forestales y del Medioambiente, Universidad de Freiburg. 186 p.

Promis A. 2013. Aspectos de la ecología de la regeneración de *Nothofagus betuloides* para una propuesta de manejo forestal sustentable en bosques patagónicos. *En* Donoso P, A Promis eds. Silvicultura en bosques nativos. Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelandia. Estudios en Silvicultura de Bosques Nativos Vol. 1. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 86–106

Promis A, S Gärtner, A Reif, G Cruz. 2010. Effects of natural small-scale disturbances on below-canopy solar radiation and regeneration patterns in an old-growth *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 181: 53–64.

Promis A, S Gärtner, A Reif, G Cruz. 2012. Effects of canopy gaps on forest floor vascular and non-vascular plant species composition and diversity in an uneven-aged *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile. *Community Ecology* 13(2): 145–154.

Rebertus AJ, TT Veblen. 1993. Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 4: 641–654.

Rebertus AJ, TT Veblen, T Kitzberger. 1993. Gap formation and dieback in Fuego-Patagonian Nothofagus forests. *Phytocoenologia* 23: 581–599.

Ritter E, L Dalsgaard, KS Einhorn. 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 206:15–33.

Rüger, N., Gutiérrez, Á.G., Kissling, W.D., Armesto, J.J., Huth, A., 2007. Ecological impacts of different harvesting scenarios for temperate evergreen rain forest in southern Chile – A simulation experiment. *Forest Ecology and Management* 252: 52–66.

Runkle JR. 1981. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology* 62: 1041–1051.

Runkle JR. 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of Eastern North America. *Ecology* 63(5): 1533–1546.

Runkle J. 1985. Comparison of methods for determining fraction of land area in treefall gaps. *Forest Science* 31: 15–19.

Runkle JR. 1990. Gap dynamics in an Ohio Acer-Fagus forest and speculations on the geography of disturbance. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 632–641.

Runkle JR. 1992. Guidelines and sample protocol for sampling forest gaps. Portland, OR, Estados Unidos. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-283. 44 p.

Salvador-van Eysenrode D, J Bogaert, P van Hecke, I Impens. 2000. Forest canopy perforation in time and space in Amazonian Ecuador. *Acta Oecologica* 21: 285–291.

Schaetzl RJ, SF Burns, DL Johnson, TW Small. 1989. Tree uprooting: review of impacts on forest ecology. *Vegetatio* 79: 165–176.

Scharenbroch BC, JG Bockheim. 2008. Gaps and soil C dynamics in old growth northern hardwood-hemlock forests. *Ecosystems* 11: 426–441.

Schliemann SA, JG Bockheim. 2011. Methods for studying treefall gaps: A review. *Forest Ecology and Management* 261: 1143–1151.

Schupp EW. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82(3): 399–409.

Seidel D, C Ammer, K Puettmann. 2015. Describing forest canopy gaps efficiently, accurately, and objectively: New prospects through the use of terrestrial laser scanning. *Agricultural and Forest Meteorology* 213: 23–32.

Seymour RS, AS White, PG deMaynadier. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America: Evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155(1–3): 357–367.

Smith DM, BC Larson, MJ Kelty, PMS Ashton. 1997. The practice of silviculture: Applied forest ecology. Ninth Edition. New York, Estados Unidos. John Wiley & Sons, Inc. 537 p.

Soto DP, PJ Donoso, C Salas, K Puettmann. 2015. Light availability and soil compaction influence the growth of underplanted *Nothofagus* following partial shelterwood harvest and soil scarification. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 998–1005.

St-Onge B, Vepakomma U, Sénécal J-F, Kneeshaw D, Doyon F. 2014. Canopy Gap Detection and Analysis with Airborne Laser Scanning. *En* Maltamo M, E Naesset, J Vauhkonen eds. Forestry Applications of Airborne Laser Scanning. Concepts and Cases Studies. Dordrecht, Holanda. Springer Science+Business

Media. p. 419–436.

Suarez ML, T Kitzberger. 2008. Recruitment patterns following a severe drought: long-term compositional shifts in Patagonian forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 3002–3010.

Taskinen O, H Ilvesniemi, T Kuuluvainen, K Leinonen. 2003. Response of fine roots to an experimental gap in a boreal *Picea abies* forest. *Plant and Soil* 255: 503–512.

Toro M. 2014. Regeneración de lenga en micrositios de sectores perturbados y no perturbados por efectos del *Castor canadensis* Kuhl en Tierra del Fuego. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 50 p.

Turner MG. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91: 2833–2849.

Tyrrell LE TR Crow. 1994. Structural characteristics of old-growth Hemlock-Hardwood forests in relation to age. *Ecology* 75(2): 370–386.

Ulanova NG. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135: 155–167.

van der Meer PJ, F Bongers. 1996. Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical rain forest in French Guiana. *Journal of Ecology* 84: 19–29.

van der Meer PJ, F Bongers, L Chatrou, B Riéra. 1994. Defining canopy gaps in a tropical rain forest: effects on a gap size and turnover time. Acta Oecologica 15(6): 701–714.

Veblen TT. 1979. Structure and dynamics of *Nothofagus* forest near timberline in South-Central Chile. *Ecology* 60: 937–945.

Veblen TT. 1985. Forest development in tree-fall gaps in the temperate rain forest of Chile. *National Geographic Research* 1: 162–183.

Veblen TT. 1989. Tree regeneration responses to gaps along a transandean gradient. *Ecology* 70(3): 541–543.

Veblen TT, DH Ashton, FM Schlegel. 1979. Tree regeneration strategies in a lowland *Nothofagus*-dominated forest in south-central Chile. *Journal of Biogeography* 6: 329–340.

Veblen TT, T Kitzberger, A Lara. 1992. Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rain forest to Patagonian shrubland. *Journal of Vegetation Science* 3: 507–520.

Veblen TT, C Donoso, T Kitzberger, AJ Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. *En* Veblen TT, RS Hill, J Read eds. The Ecology and Biogeography of *Nothofagus* Forests. New Haven, Estados Unidos. Yale University Press. p. 293–353.

Webb SL. 1999. Disturbance by wind in temperate-zone forests. *En* Walker LR ed. Ecosystems of disturbed ground. Amsterdam, Holanda. Elsevier. p. 187–222.

White PS, STA Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics; an introduction. *En* Pickett STA, PS White eds. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. San Diego, Estados Unidos. Academic Press. p. 3–13.

Young TP, DA Petersen, JJ Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662–673.

Zhu JJ, H Tan, FQ Li, M Chen, JX Zhang. 2007. Microclimate regimes following gap formation in a montane secondary forest of eastern Liaoning Province, China. *Journal of Forestry Research* 18:167–173.

Zhu JJ, LL Hu, QL Yan, YR Sun, JX Zhang. 2009. A new calculation method to estimate forest gap size. *Front. For. China* 4: 276–282.

3 La tipología de estaciones forestales: Conceptos y resultados de su aplicación en Chile

The typology of forest stations: Concepts and results of its application in Chile

José A. Cabello*, Celso O. Navarro, Jean-Claude Gégout

Resumen

La tipología de estaciones forestales corresponde a una metodología de clasificación de la vegetación a partir de los principios de la fitoecología, rama de la ecología de la vegetación que establece y estudia las relaciones entre la vegetación nativa y las variables abióticas de un ecosistema en un área geográfica determinada. Este estudio presenta el concepto de estación forestal, el procedimiento para la construcción de una tipología de estaciones forestales, su uso en Francia, así como las experiencias de elaboración y uso en Chile. Una estación forestal es una unidad geográfica, caracterizada por una combinación de condiciones ecológicas y el conjunto de ellas presentes en un territorio, organizadas como una tipología de la vegetación, pueden ser usadas en diversas áreas de la ecología, tales como la clasificación de la vegetación, ecología de especies, restauración de bosques y en el manejo forestal. En Francia, la clasificación de la vegetación corresponde a una tipología de estaciones forestales, documentada en catálogos y guías de reconocimiento a nivel de regiones, que son usados para diseñar el manejo de bosques. En Chile, existen dos proyectos, en los cuales se elaboró una tipología de estaciones forestales, la primera a nivel de áreas silvestres protegidas, en la Reserva Forestal de Malleco y en el Parque Nacional Tolhuaca; y la segunda a nivel regional, en la región de la Araucanía. Estas propuestas han significado una evolución en la clasificación de los ecosistemas forestales, desde una de tipo fisionómica a una fitoecológica, al describir con precisión las comunidades existentes, en base a su composición florística, sus variables ambientales y sus características de productividad; además de la identificación y descripción de estaciones forestales en ausencia de las especies arbóreas principales en base a indicadores de fidelidad de la flora herbácea y/o arbustiva o variables de suelo.

Palabras clave: clasificación de la vegetación, fitoecología, nicho ecológico.

Abstract

The typology of forest stations corresponds to a methodology for classification of vegetation based on principles of phytoecology, a branch of vegetation ecology that establishes and studies the relationships between native vegetation and the abiotic variables of an ecosystem in a geographical area. This study presents the concept of forest station, the procedure for construction of a typology of forest stations, its use in France, and experiences of implementation and use in Chile. A forest station is a geographical unit characterized by a combination of ecological conditions structured as a typology of vegetation that can be used in various areas of ecology, such as vegetation classification, species ecology, forest restoration and management. In France, vegetation classification is based on a typology of forest stations, documented in catalogs and guides for recognition of vegetation typology that are used for planning forest management at regional level. In Chile, there are two projects, in which a typology of forest stations was elaborated, the first at the level of wildlife protected areas in the Malleco Forest Reserve and Tolhuaca National Park, and the second at regional level, in the region of Araucanía. These proposals have meant an evolution in classification of forest ecosystems, from a physiognomic type to a phyto-ecological type, by accurately describing the existing communities, based on their floristic composition, their environmental variables and their productivity characteristics. In addition, this approach allows the identification and description of forest stations, in the absence of dominant tree species, by using fidelity indicators of herbaceous and / or shrub flora, or soil variables.

Key words: classification of vegetation, phytoecology, ecological niche.

* Autor de correspondencia: Jose.cabello@conaf.cl

Bases conceptuales y metodología de la tipología de estaciones forestales

Desde el siglo XIX en Europa y como resultado de la constatación de que las plantas no se asocian al azar, sino que forman comunidades y responden a las condiciones del medio, se han desarrollado diversas metodologías para clasificar la vegetación (Gégout 2003), constituyéndose en la base para diseñar el manejo sustentable de dichas comunidades. Entre estos métodos, destacan el fitosociológico (Braun-Blanquet 1928), que establece comunidades vegetales compuestas por especies agrupadas en determinadas condiciones ambientales y de sociabilidad, siendo la asociación vegetal la unidad básica de clasificación. El método fisionómico-ecológico, en sus diversas propuestas (Ellenberg y Mueller-Dombois 1967), utiliza el criterio de la forma externa de las especies y la estructura de los conjuntos vegetales.

La fitoecología, base de la tipología de estaciones forestales, es una rama de la ecología que busca establecer y estudiar las relaciones entre la vegetación nativa y las variables abióticas de un ecosistema en un área geográfica determinada (Becker y Le Goff 1988). Está basada en el principio del nicho ecológico y supone que existen uno o varios factores ecológicos a los cuales las especies son sensibles y reaccionan a éstos, con la posibilidad de mantenerse a largo plazo, dentro de una gama de valores de estos factores, lo cual refleja el carácter bioindicador de las especies. Este carácter permite determinar su potencial productivo y/o de conservación, hace posible la predicción de las variables ecológicas con la presencia de una determinada vegetación, como también permite predecir el crecimiento del bosque con estas variables ecológicas y la vegetación asociada a estas variables.

La unidad de base, caracterizada por una combinación de condiciones ecológicas, se denomina estación forestal y se define como la extensión de terreno, de superficie variable y homogénea en sus condiciones ecológicas – topografía, clima, composición florística, estructura de la vegetación natural y suelo para una región natural o parte de ella (Becker 1985, Brêthes 1989, Becker y Le Goff 1988). Una estación forestal se justifica para una especie determinada, con la cual se puede esperar una productividad conocida. La tipología de estaciones forestales es en consecuencia, la expresión estructurada del conjunto de estaciones forestales presentes en una región forestal y corresponde a una tipología vegetal, al definir todo el cortejo florístico y caracterizar cada estación por su vegetación, sus condiciones ambientales y sus características de crecimiento.

La metodología de preparación de una tipología de estaciones forestales se estructura en cinco etapas, (Brêthes 1989; figura 3.1).

a. Estudio bibliográfico previo, para reunir el conocimiento actual del medio natural de la región y de la forma de gestión de los bosques (manejo y silvicultura, restricciones, marco reglamentario).

b. Segmentación jerárquica y multiescala del territorio, para segmentar el territorio en unidades homogéneas, utilizando un análisis jerárquico-descendente que establece los umbrales de cambio de las variables ecológicas y definir así regiones y subregiones ecológicas (Jurdant *et al.* 1977, Paget 1999, Salazar 2015).

c. La fase de terreno corresponde a la realización de un inventario fitoecológico para recolectar la información florística y ecológica en cada unidad de muestreo. En los proyectos desarrollados en Chile, esta fase incluyó un inventario dendrométrico, para recoger los antecedentes que caracterizan las masas forestales estudiadas (Navarro *et al*. 2014).

d. El procesamiento y análisis de datos, que requiere de una secuencia compleja de preparación de bases de datos, análisis estadísticos y estructuración de resultados (figura 3.1) procesados secuencialmente por los siguientes análisis:

    1. Análisis factorial de correspondencia (AFC), es un método matemático de ordenación, a través del cual, a cada parcela de terreno le adjudica un índice – coordenadas factoriales

– que permiten distinguir aquellas parcelas cercanas, de coordenadas próximas y composición florística similar, de aquellas parcelas lejanas, de coordenadas distintas y composición florística diferente, lo que permite identificar los cambios de la flora a lo largo de un gradiente ecológico. Asimismo, a cada especie le adjudica índices o coordenadas factoriales que permiten distinguir aquellas especies cercanas que se encuentran en parcelas idénticas, de aquellas especies lejanas ubicadas en parcelas muy diferentes en términos florísticos (Gégout *et al*. 2012). Así, el AFC agrupa las especies y las parcelas, según un gradiente ecológico, lo que es consistente con lo señalado por Ter Braak (1988) en cuanto a que el AFC de una base de datos florística, sintetiza la ecología de las especies en relación con las variables ecológicas más importantes en una región natural.

2. Clasificación Jerárquica Ascendente (CJA). A partir de las coordenadas factoriales de las especies y parcelas entregados por el AFC, se establecen y ordenan en una misma clase las comunidades vegetales con gran similitud florística y ecológica y las parcelas de terreno con características florísticas y ecológicas cercanas. El resultado es un árbol jerárquico, que muestra secuencialmente las especies y los grupos de parcelas más alejados florística y ecológicamente.

3. Regresiones simples y múltiples, análisis de varianza y/o covarianza, para establecer la relación de las coordenadas factoriales de las parcelas con las variables ecológicas. Para ello, a cada parcela se le asigna la magnitud de cada variable ecológica (topográficas, agua, suelo), incorporando coberturas de clima (temperatura (T°), precipitación, evapotranspiración (ETP)), geología, hidrografía u otras que provean información ecológica de la región. Además, se aconseja incorporar variables resultantes de análisis realizados con sistemas de información geográfica, tales como distancias a cursos y cuerpos de agua y/o índices de continentalidad.

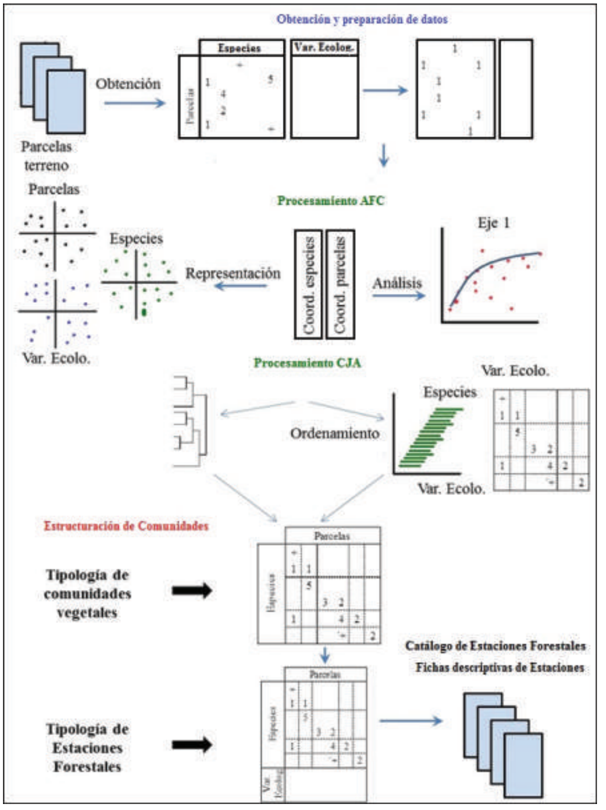


Figura 3.1 Secuencia de preparación de una tipología de estaciones forestales (Fuente: Gégout 2003).

e. Estructuración de resultados. Los resultados del AFC y de la CJA son integrados a las bases de datos florística y ecológica, configurando una base que asocia las coordenadas factoriales a las medidas en terreno. Posteriormente, se procede a sucesivos ordenamientos de las especies y parcelas de terreno, utilizando los grupos obtenidos por la CJA ordenados por las coordenadas factoriales de sus parcelas, correspondiente a los ejes relevantes según el AFC (F1, F2, F3), para reflejar en las bases de datos, el gradiente ecológico del área en estudio.

Posteriormente y apoyados en el cálculo del índice de fidelidad (Chytry *et al.* 2002), se estructura

la clasificación en una tipología de estaciones forestales que se describe por su flora y variables ecológicas, para luego incorporar esta estructuración a la base geográfica mediante sistemas de información geográfica.

Las bases conceptuales, metodología y las características propias de las estaciones repartidas a lo largo de diversos gradientes ecológicos de la región estudiada, imponen la condición sobre el ámbito geográfico de validez de la tipología de estaciones, para su definición y aplicación, que debe ser obligatoriamente a escala regional, ya sea administrativa o idealmente región natural.

La estructuración de los resultados obtenidos debe conducir a la redacción de un catálogo de estaciones forestales, que es la expresión efectiva de la tipología de estaciones forestales a la escala regional. Este es el documento final que se pondrá a disposición de los usuarios, quienes podrán extraer de él, los elementos esenciales para la toma de decisiones para el manejo. Este catálogo debe estar estructurado del modo siguiente:

- Una presentación general de la región estudiada.
- Un resumen de la metodología y de las variables biológicas y físicas que han sido determinadas como las más relevantes para explicar la variabilidad de la vegetación en la región estudiada. Se trata de las variables que describen de mejor forma las diversas estaciones presentes en la región estudiada, y permiten su identificación.
- El catálogo propiamente tal, que describe en forma precisa y detallada cada estación forestal, (características físicas, vegetación representativa, distribución espacial, etc.). Debe complementarse con una ficha descriptiva y un ejemplo de su localización.
- Una síntesis general, en formato de tablas, esquemas o diagramas, para exponer detalladamente las relaciones topografía – suelo – vegetación. Debe complementase igualmente con diversas guías simplificadas y diversas claves de identificación, utilizando los elementos del diagnóstico.
- Una bibliografía completa y detallada con las descripciones del medio natural, la vegetación y la silvicultura que se utiliza en la región.
- Una cartografía que muestre la distribución espacial de los diferentes tipos de estación (e idealmente de las diversas estaciones forestales), presentes en la región estudiada.

Estructurada esta tipología, es necesario probar su efectividad y precisión, para lo cual debe solicitarse a personas que no hayan participado en su elaboración, la verificación mediante el uso de la clave de identificación y del catálogo de los tipos de estaciones.

Aplicaciones de la tipología de estaciones forestales

Las tipologías de estaciones forestales presentan un desarrollo importante en Francia, donde se utilizan para caracterizar los bosques productivos públicos y privados, y son usados para diseñar el manejo de los bosques. Existen catálogos de estaciones forestales en la totalidad de las regiones. Desde los años 70, existe una estrategia nacional de preparación de catálogos de estaciones a escalas regionales y/o de regiones naturales. Entre los más antiguos catálogos se encuentran "Les Plateau calcaires de Lorraine, - Types de Stations et potentialités forestières" (Becker *et al.* 1980) y "Catalogue des Stations Forestières du Plateau lorrain" (ONF/INRA 1976). La totalidad de los catálogos de estaciones forestales disponibles en Francia, con su información florística, ecológica, de crecimiento y cartográfica, forman parte del inventario forestal continuo de Francia. Actualmente dichos catálogos están siendo actualizados, para incluir el efecto del cambio climático y sus consecuencias en el comportamiento de las especies y en las normas silvícolas (Perrier *et al*. 2005, Navarro *et al*. 2014).

La tipología de estaciones forestales ha sido la base para la preparación de orientaciones de manejo y silvícolas, a diferentes escalas espaciales en Francia. Sistemas equivalentes se encuentran en el

resto de Europa, especialmente en Alemania, Suiza y Austria. En Chile han existido numerosas clasificaciones de la vegetación desde Reiche (1907, 1934, 1938), Schmithusen (1956), Yudelevich *et al.* (1967), Di Castri (1968), Quintanilla (1981), Donoso (1981) hasta las más recientes de Gajardo (1993) y Luebert y Pliscoff (2006), y sólo en dos ocasiones se ha utilizado la tipología de estaciones forestales.

En Chile, en La Araucanía, durante la elaboración del primer plan de ordenación de la Reserva Forestal de Malleco, se preparó la primera tipología de estaciones forestales para la vegetación nativa (CONAF/ONF 1998). Posteriormente, Estay (2000) durante la elaboración del plan de manejo para el Parque Nacional Tolhuaca, elaboró una tipología de estaciones forestales para la unidad. Sin embargo, la aplicabilidad de estas iniciativas se limitó a cada área protegida, y no se cumplió la exigencia básica de la tipología de estaciones, que debe considerar un área geográfica extensa. Posteriormente, Cabello (2005) propuso una tipología de estaciones forestales para el área andina de La Araucanía, con énfasis en los bosques dominados o con presencia de araucaria (*Araucaria araucana* (Molina) K. Koch) y del tipo forestal roble - raulí - coigüe. (cuadro 3.1).

La tipología de estaciones de Cabello (2005) para La Araucanía se sustentó en 300 parcelas de terreno, distribuidas en la precordillera y alta cordillera andina, más algunas posicionadas en el valle central y cordillera de la costa. Esta distribución, se definió siguiendo gradientes ecológicos posibles de establecer desde diversas coberturas climáticas (Santibáñez y Uribe 1993), vegetacionales (Gajardo 1993), de suelos (Schlatter *et al*. 1997) y topográficos (figura 3.2).

Los resultados de esta propuesta se resumen en primer lugar en un catálogo de estaciones forestales para la región de La Araucanía que incluye 11 estaciones forestales, distribuidas en un gradiente altitudinal y de cercanía/lejanía al mar. Cada estación fue caracterizada por una composición florística que abarca todo el espectro de especies, clasificadas de acuerdo con el criterio de fidelidad de las especies según Chytry *et al*. (2002). Secuencialmente,

Cuadro 3.1 Tipología de Estaciones forestales para La Araucanía, (Fuente: Cabello 2005).

Tipo Forestal según Donoso (1981)	Estaciones forestales
Araucaria	1. Araucaria - Lenga - Ñirre en la Cordillera andina
	2. Araucaria - Ñirre sobre la Cordillera de la Costa.
	3. Ñirre en la Cordillera andina.
Lenga	
Roble, Raulí, Coigüe	4. Roble - Olivillo y tolerantes en el Valle central
	5. Raulí, Lleuque con *Alstroemeria* en las colinas medias y altas de la precordillera andina.
	6. Roble, Raulí con Lingue y tolerantes en la precordillera andina.
	7. Roble, Avellano con Pitra en la cordillera litoral.
Coigüe, Raulí, Tepa	8. Coigüe, Raulí, Tepa y siempreverdes en las altas colinas andinas.
Ciprés de la Cordillera	9. Ciprés de la Cordillera – Lleuque en la Alta Cordillera andina
	10. Roble, Ciprés de la cordillera con *Festuca* en las altas colinas andinas.
Siempreverde	11. Siempreverde con Mañío macho, Tepa, Trevo en las altas colinas andinas

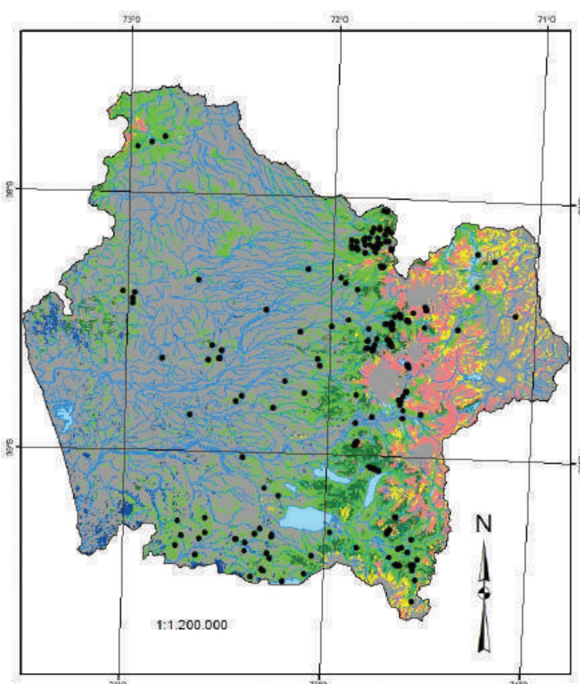


Figura 3.2 Distribución de parcelas de terreno para propuesta de una tipología de estaciones forestales para el área andina de La Araucanía (Fuente: Cabello 2005).

esta composición fue vinculada a un conjunto de variables ecológicas que caracterizan el área de distribución de cada estación.

Posteriormente, cada estación fue asociada con la información de crecimiento de los árboles obtenida de terreno y que fue procesada con el software de planificación de renovales de roble, raulí y coigüe en la IX y X Región (Gezan y Ortega 2001). Las formaciones de bosques de araucaria y siempreverdes, fueron procesadas con funciones específicas de crecimiento, altura y volumen.

Los principales resultados de la tipología de estaciones forestales desarrollada por Cabello (2005) son los siguientes:

a. Definición detallada de la flora correspondiente a las formaciones dominadas por araucaria en la cordillera de Los Andes y aquellas de la cordillera de La Costa, las formaciones dominadas por ñirre, las dominadas por roble, raulí y coigüe y aquellas dominadas por ciprés de la cordillera con lleuque.

b. La determinación de las variables ecológicas relevantes para explicar la distribución espacial de la vegetación, ratificando la importancia del clima, tanto en sus variables de precipitación y humedad relativa como de temperatura, estableciendo una relación directa de determinadas estaciones con magnitudes específicas de temperatura. Eso se constata al analizar las bajas temperaturas que caracterizan las estaciones de araucaria y como contrapartida, aquellas más suaves que se vinculan a las estaciones siempreverdes. Resultados equivalentes se constatan cuando se analiza la influencia del grado de continentalidad, cercanía/lejanía al mar, que presenta la región de La Araucanía.

Esto permite la identificación y descripción de las estaciones forestales, en especial, cuando se está en presencia de comunidades degradadas. La relación vegetación – clima, a través de funciones que relacionan las variables ecológicas con las coordenadas factoriales, permite su consideración en la evaluación del impacto posible del cambio climático en las comunidades nativas.

Navarro *et al*. (2014), en el marco de un proyecto financiado por la Corporación de Fomento del Estado de Chile INNOVA CORFO 11BPC-10164, Implementación de una metodología de tipificación de bosque nativo para la aplicación de la Ley 20283 sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal), aplicaron la metodología de estaciones forestales propuesta por Gégout *et al*. (2012) en la región de La Araucanía, determinando 12 estaciones forestales (cuadro 3.2).

La tipología de estaciones de Navarro *et al*. (2014) se sustentó en 665 parcelas de terreno, distribuidas en todas las unidades geomorfológicas para representar el gradiente climático de la región de La Araucanía. Esta distribución se definió siguiendo gradientes ecológicos posibles de establecer desde diversas coberturas climáticas (Santibáñez y Uribe 1993), vegetacionales (Gajardo 1993, Luebert y Pliscoff 2006), de suelos (Schlatter *et al*. 1997), topográficos y vegetacional extraído del catastro de bosque nativo regional (figura 3.3). Esta tipología, propone para cada estación forestal, una composición florística, que describe las especies presentes en todo el espectro arbóreas – herbáceas, ordenadas según su fidelidad, según Chytry *et al.* (2002) (cuadro 3.3).

En cada estación forestal, la composición florística es asociada a magnitudes específicas de cada variable ecológica, entregando criterios para reconocer e identificarla en terreno. La composición florística y las variables ecológicas, en las magnitudes específicas en cada estación, entregan los elementos suficientes para establecer las restricciones que el proceso de manejo forestal requiere y así proponer normas de silvícolas (cuadro 3.4).

Un análisis conjunto de ambas propuestas (Cabello 2005, Navarro *et al.* 2014), permite establecer una serie de convergencias, que deben ser consideradas al momento de evaluar su aplicabilidad a una escala nacional. En primer lugar, ambas propuestas son complementarias y en ese contexto, los

Cuadro 3.2 Tipología de estaciones para la región de La Araucanía según Navarro *et al.* (2014).

Tipo Forestal según Donoso	Estaciones forestales
Araucaria	1. Araucaria – Lenga
	3. Lenga – Araucaria – Coigüe
	5. Araucaria en la Cordillera de La Costa
	4. Ñirre – Araucaria
Lenga	2. Lenga – Canelo enano
Roble, Raulí, Coigüe	10. Lingue – Roble con tolerantes siempreverdes
	7. Raulí – Roble – Coigüe
Coigüe, Raulí, Tepa	8. Tepa – Raulí – Coigüe
Ciprés de la Cordillera	6. Lleuque – Ciprés de la cordillera
Siempreverde	9. Siempreverde de Mañío hembra y Tepa
	11. Siempreverde de Olivillo, Ulmo y Lingue
	12. Temu – Pitra

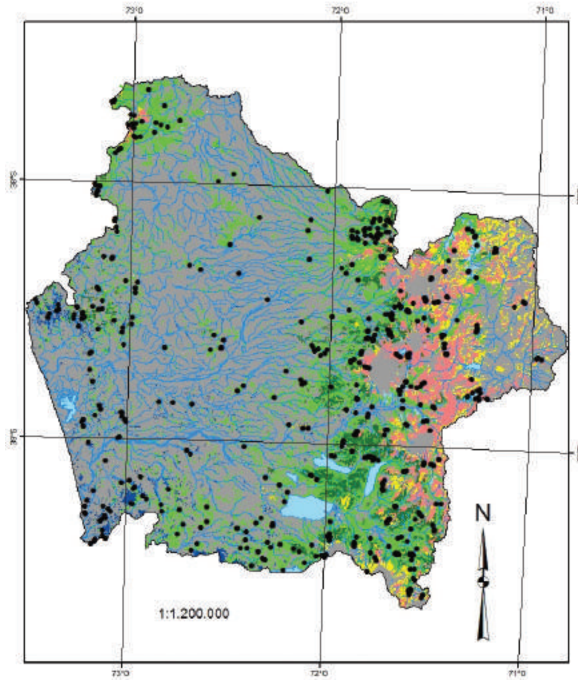


Figura 3.3 Distribución de parcelas para propuesta de una tipología de estaciones forestales para la región de La Araucanía (Fuente: Navarro *et al*. 2014).

Cuadro 3.3 Composición florística de las estaciones forestales de la región de La Araucanía (Fuente Navarro *et al.* 2014).

Estación 1: Araucaria - Lenga		Estación 2: Lenga - Canelo enano		Estación 3: Lenga - Araucaria - Coigüe		Estación 4: Ñirre - Araucaria	
Especie	Phi	Especie	Phi	Especie	Phi	Especie	Phi
Araucaria araucana	0,56	*Nothofagus pumilio*	0,43	*Nothofagus pumilio*	0,43	*Nothofagus antarctica*	0,79
Nothofagus pumilio	0,43	*Notanthera heterophylla*	0,26	*Araucaria araucana*	0,41	*Baccharis neaei*	0,42
Quinchamalium chilense	0,34	*Lepidozia chordulifera*	0,22	*Drimys andina*	0,40	*Acaena pinnatifida*	0,40
Calceolaria valdiviana	0,33	*Polygonum hydropiperoides*	0,22	*Maytenus disticha*	0,31	*Ribes cucullatum*	0,33
Codonorchis lessonii	0,33	*Drimys andina*	0,21	*Adenocaulon chilense*	0,24	*Viola cotyledon*	0,27
Blechnum sp.	0,32	*Maytenus disticha*	0,20	*Ribes punctatum*	0,23	*Potentilla chiloensis*	0,27
Bérberis montana	0,30	*Macrachaenium gracile*	0,15	*Alstroemeria aurea*	0,22	*Araucaria araucana*	0,26
Cerastium arvense	0,29	*Hydrocotyle poeppigii*	0,14	*Codonorchis lessonii*	0,20	*Rumex acetosella*	0,25
Maytenus disticha	0,28	*Berberis montana*	0,14	*Nothofagus dombeyi*	0,20	*Trifolium repens*	0,24
Berberis empetrifolia	0,26	*Berberis serratodentata*	0,13	*Myoschilos oblongum*	0,19	*Anemone multifida*	0,24
Festuca scabriuscula	0,23	*Berberis trigona*	0,13	*Berberis serratodentata*	0,18	*Berberis empetrifolia*	0,21
Ribes magellanicum	0,23	*Hypericum*	0,12	*Solanum ligustrinum*	0,17	*Mutisia decurrens*	0,21
Cerastium arvense	0,23	*Hypopterygium arbuscula*	0,10	*Berberis trigona*	0,16	*Vicia graminea*	0,20
Maytenus disticha	0,22	*Plantago major*	0,10	*Blechnum*	0,16	*Discaria chacaye*	0,18
Berberis empetrifolia	0,22	*Myrceugenia chrysocarpa*	0,10	*Viola reichei*	0,16	*Festuca scabriuscula*	0,17

Cuadro 3.3 (continuación)

Estación 5: Araucaria en la Cordillera de la Costa		Estación 6: Lleuque - Ciprés de la Cordillera		Estación 7: Raulí - Roble - Coigüe		Estación 8: Tepa - Raulí - Coigüe	
Especie	Phi	Especie	Phi	Especie	Phi	Especie	Phi
Araucaria araucana	0,33	*Prumnopitys andina*	0,66	*Nothofagus alpina*	0,38	*Laureliopsis philippiana*	0,41
Corynabutilon vitifolium	0,26	*Austrocedrus chilensis*	0,47	*Acaena ovalifolia*	0,28	*Nothofagus alpina*	0,28
Raukaua laetevirens	0,23	*Schinus patagonicus*	0,29	*Rosa moschata*	0,25	*Nothofagus dombeyi*	0,27
Schinus patagonicus	0,22	*Eupatorium salvium*	0,29	*Blechnum hastatum*	0,24	*Lomatia dentata*	0,24
Alstroemeria aurea	0,20	*Gaultheria tenuifolia*	0,26	*Azara microphylla*	0,22	*Azara lanceolata*	0,23
Escallonia rosea	0,18	*Myrceugenia leptospermoides*	0,25	*Alstroemeria aurea*	0,22	*Dasyphyllum diacanthoides*	0,23
Nothofagus antarctica	0,17	*Eupatorium salvium*	0,20	*Berberis darwinii*	0,22	*Amomyrtus luma*	0,18
Osmorhiza chilensis	0,16	*Equisetum bogotense*	0,19	*Nothofagus obliqua*	0,18	*Aristotelia chilensis*	0,18
Podocarpus nubigenus	0,16	*Azara microphylla*	0,19	*Gaultheria phillyreifolia*	0,17	*Hydrangea serratifolia*	0,18
Mutisia spinosa	0,15	*Lomatia hirsuta*	0,17	*Nothofagus dombeyi*	0,16	*Fuchsia magellanica*	0,16
Mutisia sp.	0,15	*Mutisia spinosa*	0,17	*Prunella vulgaris*	0,16	*Rhaphithamnus spinosus*	0,16
Berberis actinacantha	0,14	*Ourisia ruelloides*	0,17	*Gaultheria tenuifolia*	0,16	*Weinmannia trichosperma*	0,16
Raukaua valdiviensis	0,14	*Gleichenia cryptocarpa*	0,16	*Dioscorea brachybothrya*	0,15	*Lycopodium sp.*	0,15
Senecio sp.	0,14	*Lactuca serriola*	0,16	*Hydrocotyle chamaemorus*	0,15	*Luzuriaga radicans*	0,14
Solanum sp.	0,14	*Vicia graminea*	0,15	*Maytenus magellanica*	0,15	*Osmorhiza chilensis*	0,13

Estación 9: Siempreverde de Mañío hembra y Tepa		Estación 10: Lingue - Roble con tolerantes siempreverdes		Estación 11: Siempreverde de Olivillo, Ulmo y Lingue		Estación 12: Temu - Pitra	
Especie	Phi	Especie	Phi	Especie	Phi	Especie	Phi
Saxegothaea conspicua	0,38	*Persea lingue*	0,37	*Aextoxicon punctatum*	0,61	*Blepharocalyx cruckshanksii cruckshanksii*	0,89
Laureliopsis philippiana	0,22	*Luma apiculata*	0,32	*Eucryphia cordifolia*	0,59	*Myrceugenia exsucca*	0,67
Hieracium aurantiacum	0,22	*Nothofagus obliqua*	0,27	*Lapageria rosea*	0,48	*Pilea elliptica*	0,64
Hydrangea serratifolia	0,20	*Gevuina avellana*	0,26	*Persea lingue*	0,39	*Asplenium dareoides*	0,37
Myrceugenia obtusa	0,20	*Boquila trifoliolata*	0,24	*Rhaphithamnus spinosus*	0,38	*Luma chequen*	0,35
Jovellana punctata	0,20	*Rubus constrictus*	0,22	*Greigia sphacelata*	0,36	*Hymenophyllum caudiculatum*	0,33
Mitraria coccinea	0,20	*Azara integrifolia*	0,22	*Drimys winteri*	0,36	*Megalastrum spectabile*	0,31
Urtica dioica	0,17	*Lapageria rosea*	0,21	*Cissus striata*	0,35	*Sarmienta scandens*	0,31
Desfontainia fulgens	0,17	*Rubus geoides*	0,19	*Ugni molinae*	0,34	*Drimys winteri*	0,31
Azara lanceolata	0,16	*Lomatia dentata*	0,19	*Gevuina avellana*	0,33	*Asplenium trilobum*	0,28
Nertera granadensis	0,15	*Rhaphithamnus spinosus*	0,16	*Luma apiculata*	0,32	*Geranium sp.*	0,27
Trifolium sp.	0,15	*Eleocharis palustris*	0,16	*Uncinia phleoides*	0,31	*Hypolepis poeppigii*	0,25
Dasyphyllum diacanthoides	0,14	*Aristotelia chilensis*	0,15	*Lophosoria quadripinnata*	0,31	*Baccharis linearis*	0,24
Lithrea caustica	0,14	*Perezia sp.*	0,14	*Laurelia sempervirens*	0,31	*Luzuriaga radicans*	0,23
Raukaua valdiviensis	0,14	*Ugni molinae*	0,12	*Nertera granadensis*	0,30	*Campsidium valdivianum*	0,22

Phi = Índice de Fidelidad, (Chytry *et al.* 2002). Valores cercanos a 1, especies representativas a la estación. Valores 0, especies "cosmopolitas" presentes en muchas estaciones. Valores -1, especies no representativas ni presentes en la estación.

Cuadro 3.4 Descripción de las variables ecológicas relevantes de las estaciones forestales (Fuente: Navarro *et al*. 2014).

	1	2	3	4	6
ESTACION	Araucaria - Lenga	Lenga - Canelo enano	Lenga - Araucaria - Coigüe	Ñirre - Araucaria	Lleuque - Ciprés de la Cordillera
Altitud (m s.n.m)	1150 - 1650	1000 - 1650	900 -1500	700 - 1600	400 - 950
Distancia al mar (km)	104-210	120-200	105-185	140-220	145 - 190
Región Ecológica	Alta Cordillera Andina				
Textura	Areno a Areno limosa	Areno a franca, limo arenosa	Areno limosa, limo arenosa	Areno limosa, arena	Areno limosa, limo arenaso
ph -H_2O	6,3 – 6,8	5,7	5,8 – 6,1	6,5 – 6,0	6,9
Precipitación anual (mm)	2162	2238	2162	2318	2184
T° media anual (°C)	9,9	9,7	9,9	9,0	10.0

	7	8	9	10	11
ESTACION	Raulí - Roble - Coigüe	Tepa - Raulí - Coigüe	Siempreverde de Mañío hembra y Tepa	Lingue - Roble con tolerantes siempreverdes	Siempreverde de Olivillo, Ulmo y Lingue
Altitud (msnm)	550-1250	400-1300	50-1200	50-900	20-850
Distancia al mar (km)	125-170	90-160	20-190	10-160	3-145
Región Ecológica	Alta Cordillera Andina	Precordillera	Precordillera y Alta Cordillera Andina	Litoral y Central Húmedo y Perhúmedo, Precordillera	Litoral Húmedo y Perhúmedo, Central Húmedo y Perhúmedo
Textura	Arena limosa, limo arenoso	Arena limosa, limo arenoso y limo	Limo arenoso, arena y arcilla	Limo arenoso, arena limoso, arcilla arenosa	Limo arcilloso, limo arenoso, arena limosa, franco limosa
ph -H_2O	6.0-6.3	6.1-6.3	4.4-4.9	5.7-6.0	5.2-5.5
Precipitación anual (mm)	2129.8	2017	1844	1790	1715
T° media anual (°C)	9.9°	9.9°	9.8°	10.0°	10.7°

	5	12
ESTACION	Araucaria en la Cordillera de la Costa	Temu - Pitra
Altitud (msnm)	500 - 1380	10-500
Distancia al mar (km)	5 - 48	5-40
Región Ecológica	Litoral Húmeda	Litoral Húmedo y Perhúmedo,
Textura	Arcillo arenosa, limo arenoso	Arena, arena limosa, limo, franco limoso y arcilla
ph -H_2O	5,37 – 5,4	5.2-5.6
Precipitación anual (mm)	1519	1790
T° media anual (°C)	9,9	11.1°

resultados alcanzados por ellas son equivalentes. Por esta razón y atendida la mayor base muestral de Navarro *et al*. (2014), se recomienda utilizar esta propuesta como una alternativa efectiva de renovación y actualización de la tipología forestal de la región de La Araucanía (figura 3.4).

La metodología para la preparación de ambas tipologías de estaciones ha demostrado su validez y efectividad para describir y caracterizar las formaciones vegetales de la región, en particular, las boscosas. Asimismo, ambas propuestas alcanzan resultados equivalentes, toda vez que las dos determinan y caracterizan un conjunto de estaciones de alta montaña, otro grupo propio de la precordillera andina y finalmente describen estaciones propias del valle central y cordillera litoral. Esto se ajusta acertadamente a los diferentes tipos de formaciones boscosas presentes en la región.

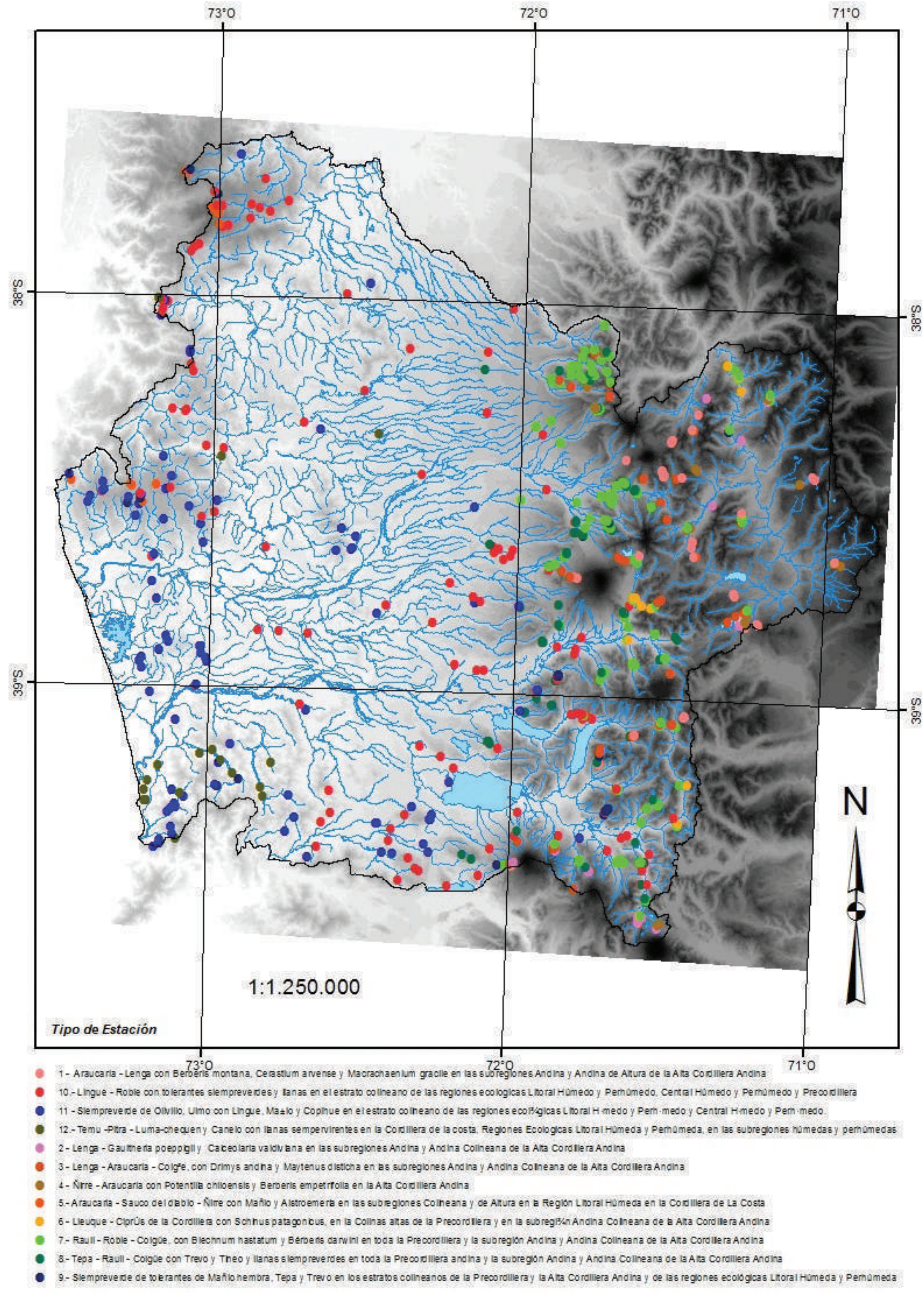


Figura 3.4 Distribución estaciones forestales según propuesta de tipología de estaciones forestales (Fuente Navarro *et al*. 2014).

Diferencias y convergencias de la tipología de estaciones forestales con las principales clasificaciones de la vegetación existentes en Chile

Clasificación y distribución geográfica de Gajardo (1993)

Gajardo (1993) propone una clasificación que reconoce y ordena agrupaciones vegetales en un sistema jerárquico de tres niveles principales: regional, subregional y de formación vegetacional. A menor escala y un nivel más detallado y a partir de un análisis fitosociológico, reconoce formaciones vegetacionales constituidas por comunidades – tipo o asociaciones vegetales, definidas a su vez por especies representativas, comunes, acompañantes y ocasionales. Conceptualmente, la unidad básica de la clasificación de Gajardo (1993) es la formación vegetacional y su definición está dada por las características de la vegetación a través del análisis de listados florísticos locales y descripciones fisionómicas de la vegetación. De esta forma, la clasificación de Gajardo (1993) reconoce ocho regiones, 21 sub-regiones y 85 formaciones vegetales, de las cuales en la región de La Araucanía identifica las que se señalan en el cuadro 3.5.

Las tipologías de estaciones propuestas por Cabello (2005) y Navarro *et al*. (2014) presentan convergencias con la clasificación de Gajardo (1993), en los siguientes aspectos:

- Se basan en una segmentación del territorio para la definición de las respectivas unidades descriptoras de la vegetación. Estas se expresan en regiones y subregiones ecológicas (Gajardo 1993, Cabello 2005 y Navarro *et al*. 2014).
- Se establecen asociaciones de especies, que presentan afinidad entre ellas y se describen en función de especies representativas e indicadoras de cada comunidad. En las propuestas de Cabello (2005) y Navarro *et al*. (2014), esta afinidad es definida por el índice de fidelidad de Chytry *et al*. (2002).
- Las diferencias entre estas tipologías son de escala de aplicación y la precisión de la información que proveen. La definición de regiones, subregiones ecológicas, formaciones vegetacionales y asociaciones de especies (Gajardo 1993), permite una aplicación a escalas geográficas más extensas. Sin embargo, su utilización en extensiones menores se ve dificultada por la menor precisión de la información que entregan y cuya cualidad poseen las propuestas tipológicas de Cabello

Cuadro 3.5 Regiones, subregiones y formaciones en La Araucanía, según Gajardo (1993).

Región Ecológica	Subregión Ecológica	Formaciones
Región del bosque andino patagónico	Sub región de las Cordilleras de la Araucanía	Estepa alto Andina Sub Húmeda
		Bosque Caducifolio Alto Andino con Araucaria
		Bosque Alto - Montano de Nahuelbuta
Región del bosque caducifolio	Sub región del Bosque Caducifolio Montano	Bosque Caducifolio de la montaña
	Sub región del Bosque caducifolio del Llano	Bosque Caducifolio de Concepción
		Bosque Caducifolio de la Frontera
		Bosque Caducifolio Interior
		Bosque Caducifolio del Sur
	Sub región del Bosque Caducifolio Andino	Bosque Caducifolio Mixto de la Cordillera de los Andes
		Bosque Caducifolio Andino del Bio - Bio
Región del bosque laurifolio	Sub región del Bosque Laurifolio de Valdivia	Bosque Laurifolio Valdiviano

(2005) y Navarro *et al*. (2014), que permiten su utilización a la escala predial, local o incluso de una masa forestal específica y donde la información que entrega la clasificación de Gajardo (1993) solo es de carácter referencial.

- Otro elemento diferenciador de la propuesta de Gajardo (1993) con las propuestas tipológicas de Cabello (2005) y Navarro *et al*. (2014), se encuentra en el nivel de vinculación establecido entre la vegetación y las variables ecológicas. En la propuesta fitosociológica del primero, no se establece una relación funcional y cuantificada entre estos componentes, la cual sí es establecida en las tipologías de estaciones forestales.

Clasificación de pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2006)

La clasificación propuesta por Luebert y Pliscoff (2006), en el libro "Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile", se sustenta en el concepto de "piso de vegetación" definido por los autores como "espacio caracterizado por un conjunto de comunidades vegetales zonales con estructura y fisionomía uniforme, situadas bajo condiciones mesoclimáticamente homogéneas, que ocupan una posición determinada a lo largo de un gradiente de elevación, a una escala espacio-temporal específica". Sintetiza la respuesta de la vegetación, en términos de fisionomía y especies dominantes, a la influencia del mesoclima, reflejado a través de la definición de pisos bioclimáticos. Un piso vegetacional puede ser caracterizado, *a posteriori*, por su composición florística, su dinámica y su heterogeneidad interna" (Luebert y Pliscoff 2006). Esta definición exige la definición de pisos bioclimáticos bajo los cuales se desarrolla una formación vegetal con especies dominantes específicas.

Un análisis de estas definiciones permite concluir que esta clasificación, adicionalmente a la aproximación fitogeográfica del estudio, considera un acercamiento fitoecológico, al establecer que la vegetación presente en un piso bioclimático es la respuesta a las características de su mesoclima. En términos simples, supone que la vegetación es el resultado de la influencia de las variables climáticas que caracterizan el piso bioclimático. Este acercamiento es correcto según diversos estudios (Schlatter *et al*. 1997, Cabello 2005, Navarro *et al.* 2014) y conduce a establecer unidades territoriales de tamaño significativo, comparables a las definidas por Gajardo (1993).

En este ámbito, las tipologías de estaciones propuestas por Cabello (2005) y Navarro *et al*. 2014, presentan convergencias con la clasificación de Luebert y Pliscoff (2006), expresadas fundamentalmente en el establecimiento de las comunidades de especies, asociadas a una determinada combinación de variables climáticas, el piso bioclimático. Cabello (2005) estableció la dependencia de la vegetación natural de La Araucanía, con las variables climáticas, específicamente la humedad, expresada a través de la precipitación anual, la distancia al mar, índice de continentalidad que muestra la evolución de la humedad relativa en relación a su cercanía/lejanía al mar y la temperatura, expresada a través de la altitud y de la temperatura mínima absoluta del mes de julio. Estas variables climáticas definidas pueden definir pisos bioclimáticos. Existen dos principales diferencias entre las tipologías de estaciones forestales de Cabello (2005) y Navarro *et al.* 2014 y la clasificación de Luebert y Pliscoff (2006). La primera se constata a partir de la hipótesis de base de Luebert y Pliscoff (2006), que supone que la vegetación presente en un área se explica por las variables climáticas que definen el piso bioclimático, sin asignarle influencias a otras variables abióticas (pedológicos, geológicos, topográficos) que eventualmente puedan estar presentes en el área en estudio, condición que es reconocida, identificada y dimensionada por las tipologías de estaciones forestales. Esta condición de la tipología de estaciones permite una caracterización más precisa del área o del ecosistema en estudio.

La segunda diferencia entre las clasificaciones analizadas, estrechamente vinculada a la anterior,

se encuentra en el nivel de precisión geográfico que produce cada clasificación y consecuentemente su aplicabilidad a escalas más detalladas. Los pisos de vegetación definidos por Luebert y Pliscoff, (2006) pueden ser comparables en extensión a las regiones y subregiones ecológicas propuestas por Gajardo (1993), escala que dificulta su aplicación a niveles locales o prediales y que, pese a la caracterización general de la dinámica de cada piso vegetacional, no permite inducir orientaciones silviculturales específicas. El reconocimiento e identificación de la estación forestal a la que pertenece una comunidad o un ecosistema, apoyándose en las herramientas proveídas por la tipología de estaciones forestales, claves de identificación, especies indicadoras, variables ecológicas en magnitudes específicas y conocidas, permite su aplicación a la escala predial e incluso, a nivel de una masa o bosquete de alguna hectáreas y establecer las normas de manejo y silvícolas adecuadas a ellas: en este nivel, conocer el piso de vegetación aporta solo un conocimiento general y referencial de la composición, de la dinámica y de las características del clima.

Tipología forestal de Donoso (1981)

Por su parte, es posible evaluar las propuestas de tipología de estaciones en relación a la clasificación forestal de Donoso (1981), de tipo fisionómico y basada en la dominancia de las especies arbóreas y arbustivas de los estratos dominantes (cuadro 3.6).

La principal ventaja de la tipologíaforestal de Donoso (1981) es la simplicidad y facilidad de aplicación por los diversos tipos de usuarios. Sin embargo, en la actualidad, dado el avance en las tecnologías como la geomática y mayor accesibilidad a los bosques, se evidencian limitaciones relacionadas con su representatividad, al no aportar definiciones para algunas comunidades forestales y entregar niveles insuficientes de precisión espacial y estructural en ciertas comunidades como aquellas de los tipos forestales Esclerófilo y Siempreverde. Además su cobertura geográfica no incluye a las regiones al norte de la Región de Coquimbo por la ausencia de bosques y dado su base fisionómica, identifica como subtipos forestales a comunidades que son etapas sucesionales que en sus niveles más avanzados corresponden efectivamente a otros tipos o subtipos forestales. Al respecto, la tipología de estaciones considera el concepto de vegetación potencial, que corresponde al estado sucesional más avanzado de una comunidad vegetacional.

Cuadro 3.6 Tipos y sub-tipos forestales según Donoso (1981)

Tipo Forestal	Sub-tipo
1. Esclerófilo	Espinal
	Rodales mixtos de especies esclerófilas
	Bosques hidrófilos de quebradas
2. Palma chilena	
3. Roble – Hualo	Bosques costeros septentrionales de Roble y Hualo
	Bosques andinos de Roble de altura
	Bosques de Hualo
	Bosques de Ruil
	Bosques higrófitos de quebradas
4. Roble – Raulí - Coigüe	Renoval y Bosques puros secundarios
	Remanentes de Bosques originales
	Bosques degradados
5. Coigüe – Raulí – Tepa	
6. Lenga	Bosques de altura y krummholz de Lenga
	Bosques puros de Lenga
	Bosques mixtos de Lenga y Coigüe
7. Araucaria	
8. Alerce	De tierras bajas de mal drenaje
	Andino
	Costero
9. Ciprés de la Cordillera	
10. Ciprés de las Guaytecas	
11. Coigüe de Magallanes	Mixto perenne – caducifolio
	Coigüe de Magallanes puro
12. Siempreverde	Ñadi
	Olivillo costero
	Siempreverde de tolerantes
	Siempreverde de intolerantes emergentes
	Renovales de Canelo

La clasificación de Donoso (1981) y las tipologías de estaciones de Cabello (2005) y Navarro *et al*. (2014), presentan una convergencia general basada en la posibilidad de identificar la comunidad vegetal en análisis, solo a partir de las especies arbóreas y eventualmente arbustivas, que presenten mayor fidelidad. Esta condición ha representado la gran ventaja de la tipología de Donoso (1981) y que se refleja en la facilidad de aplicación por los diversos tipos de usuarios. En ausencia de estas especies arbóreas, las tipologías de estaciones parecen más efectivas precisamente por la definición y uso de especies indicadores herbáceas o arbustivas para identificar un tipo forestal, en tanto en Francia utilizan variables de suelo como el pH.

Los principales elementos diferenciadores se encuentran en primer lugar, en el nivel de precisión en la composición de especies que proveen las tipologías de estaciones de Cabello (2005) y Navarro *et al*. (2014), toda vez que estas corresponden estrictamente a una tipología vegetal, elemento diferenciador de la clasificación de Donoso (1981) que sólo entrega la composición arbórea y eventualmente arbustiva. Asimismo, esta mayor precisión también se encuentra en las magnitudes de las variables ecológicas, en donde se encuentra una estación, así como la información de crecimiento y de productividad en general, aspectos que permiten modelar el nicho de las especies que forman parte de una estación forestal.

Otro elemento diferenciador se encuentra en el potencial predictor de las tipologías de estaciones, que resulta del carácter bioindicador de las especies. Esta condición es especialmente importante en situaciones de bosques degradados, en particular cuando han desaparecido las especies indicadoras y/o principales. Reconocer la estación a partir de las variables ecológicas, facilita la restauración del área en cuestión, al identificar las especies requeridas y adaptadas, considerando el nivel de degradación. Igualmente, este carácter predictor, en situación de bosques no alterados, permite orientar el manejo, proveyendo información necesaria para ello, al conocer la vegetación potencial de la estación, independiente del estado estructural del bosque.

Aplicaciones en silvicultura y manejo forestal de la tipología de estaciones forestales

El uso de la tipología de estaciones forestales en manejo y silvicultura se sustenta en los elementos fundamentales que la componen. En primer lugar, las especies de una estación determinada, son asociadas a un conjunto de factores ecológicos relevantes para dicha estación, siendo esta información esencial para el silvicultor, por cuanto le permite conocer las potencialidades y restricciones de cada estación y entrega referencias concretas para la silvicultura, como las especies objetivos. En segundo lugar, a partir del carácter indicador y de la fidelidad de las especies, entrega el conocimiento de las especies indicadoras de cada estación, información igualmente relevante para definir estrategias silvícolas adecuadas para comunidades degradadas.

El uso de la tipología de estaciones forestales en manejo y silvicultura, se concreta a través de dos mecanismos. El primero, corresponde al uso de las herramientas de identificación en terreno, de las estaciones incluidas en los catálogos y guías simplificadas. El usuario debe identificar la(s) estación(es) forestales, siguiendo los criterios e información provista por los catálogos, guías de identificación y claves de identificación. Reconocida la estación e incorporada la información específica del bosque en análisis, el usuario, apoyándose en las características de la flora y del biotopo, además de las restricciones y factores favorables, tiene los componentes suficientes para identificar el potencial del sitio para determinadas especies forestales y en consecuencia para potenciales sistemas silvícolas. Condición *sine quanon* es la capacidad que debe tener el usuario de reconocer en el bosque en análisis, y las características, restricciones y factores limitantes de cada estación.

El segundo mecanismo, denominado orientaciones de manejo, consiste en definir pautas de manejo y silvicultura, a escala local o regional, para aquellas estaciones que presenten homogeneidad

en su composición florística, ambiental y posición geográfica. Estas orientaciones se formulan a partir de los contenidos de catálogos de estaciones forestales, específicamente las limitaciones relacionadas con los factores del medio, la composición florística, dinámica sucesional, estructura y productividad, en el área del conjunto de estaciones forestales objeto de la orientación. En general, sugieren métodos de manejo, tratamientos silvícolas y orientación en las decisiones finales, edades de cosecha o rotación, estructura deseables.

Ambos mecanismos requieren de un sólido conocimiento de ecología, silvicultura y manejo forestal de los usuarios, por cuanto éstos deben tener la capacidad de reconocer de un modo preciso la presencia/ausencia de condiciones fundamentales, ya sea para identificar las estaciones o para proponer los tratamientos adecuados a las características y condición del bosque.

Para ejemplificar su aplicación en La Araucanía, se presentan en forma simplificada los elementos constitutivos de las orientaciones de manejo, para algunas estaciones.

Orientaciones de manejo para las estaciones con araucaria

Considerando el estado de protección de la araucaria que prohíbe cualquier objetivo de producción maderera, se proponen orientaciones para las estaciones con dominancia de Araucaria, correspondiente a las estaciones 1. Araucaria – Lenga; *3. Lenga – Araucaria – Coigüe; 4. Ñirre – Araucaria y 5. Araucaria en la Cordillera de la Costa.*

Para las estaciones con Araucaria en la Cordillera de los Andes, las orientaciones de manejo deben considerar que las principales limitaciones se relacionan con su posición en las partes altas de la cordillera andina, en suelos delgados, en fuertes pendientes y de textura arenosa, de escasa profundidad arraigable y erosionables. Estas estaciones poseen entre sí diferencias en los cortejos florísticos, especialmente en la presencia y dominancia de araucaria.

En todos los casos las orientaciones deben asegurar la regeneración de araucaria, manteniendo una cobertura permanente, con estructura multietánea pie a pie y multiespecífica (Schmidt *et al.* 1977, Veblen 1982, Donoso 1993, Mujica 2003). En condiciones sucesionales avanzadas, dominadas por araucaria, lenga, coigüe y/o ñirre, se propone utilizar regeneración natural de las arbóreas, eventualmente complementada con plantación y/o siembra, en claros de pequeña dimensión. En condiciones sucesionales menos avanzadas, con presencia de especies del género *Berberis*, *Ribes*, *Gaultheria y Poaceas*, se sugiere plantación y/o siembra de araucaria y lenga, para incrementar la cobertura arbórea y relanzar así el proceso de recolonización.

Navarro *et al.* (2014) identifican para la *estación de araucaria en la Cordillera,* restricciones relacionadas con fuertes pendientes, suelos delgados erosionables por los niveles de precipitación y baja fertilidad. La composición florística, presenta en forma dominante araucaria y ñirre más un conjunto de especies higrófilas y siempreverdes, condición que la diferencia de la composición florística de las estaciones andinas de araucaria. La presencia de lianas y especies siempreverdes, permite deducir un estado sucesional avanzado, pudiéndose constatar un bloqueo natural a la regeneración de araucaria por la cobertura de las especies siempreverdes. El estado de la araucaria, que condiciona su silvicultura, exige a las orientaciones asegurar su regeneración, para lo cual se propone intervenir las especies acompañantes, generando claros que permitan mayor ingreso de luz y nieve al suelo, para así generar las condiciones para la germinación y establecimiento de la semilla de araucaria. En estados sucesionales menos avanzados, se propone completar la regeneración con plantación y/o siembra.

Orientaciones de manejo para las estaciones con dominancia de lenga

En cuanto a las orientaciones de manejo para la estación Lenga – Canelo enano, análogamente a las estaciones andinas de araucaria, Navarro *et al.* (2014)

indica limitaciones derivadas de la posición topográfica, con fuertes pendientes y suelos delgados muy erosionables por los altos niveles de precipitación. La composición florística es dominada por lenga y la presencia diferenciadora de canelo enano y racoma. En estados sucesionales menos avanzados, esta estación puede encontrarse dominada por bosques puros o casi puros de lenga y especies de los géneros *Berberís* y *Ribes*. Las orientaciones deben asegurar la regeneración de lenga, manteniendo una cobertura permanente, con una estructura multietánea. En estadios sucesionales dominados por lenga, en condiciones puras o casi puras y situados en pendientes suaves, inferiores a 30%, puede considerarse la búsqueda de una estructura y tratamiento de monte alto regular por bosquetes. Los tratamientos silvícolas propuestos por Schmidt y Campos (1988) para regenerar las formaciones de lenga en la Patagonia, son factibles de implementar, a condición de revisar las tasas de corta y apertura del dosel, para no desestabilizar las masas intervenidas.

Orientaciones de manejo para las estaciones con dominancia de raulí

Navarro *et al.* (2014), describe a las estaciones 7. Raulí – Roble – Coigüe y 8. Tepa – Raulí – Coigüe en la precordillera y cordillera andina, con presencia dominante de raulí, siendo la primera de ellas, asimilable al tipo forestal roble – raulí – coigüe y la segunda, equivalente a coigüe – raulí – tepa, según Donoso (1981). Las diferencias establecidas entre ambas clasificaciones, corresponden a las dominancias y fidelidad de las especies que la componen.

Ambas estaciones comparten un posicionamiento geográfico en la precordillera y cordillera andina, en altitudes que oscilan entre 400 y 1300 msnm, a una distancia de entre 90-170 km. del mar, situadas en la parte media de las ladera, sobre suelos originados de cenizas volcánicas modernas (Schlatter *et al*. 1997), profundos a moderadamente profundos y medianamente ácidos, con humus del tipo mull, en todas sus opciones. Estas estaciones se encuentran en clima de alta precipitación, superior a 2000 mm/año y temperaturas moderadas, sin extremos, teniendo como T° media anual del orden de 10°C y mínimas nunca inferiores a 1,3°C (Santibáñez y Uribe 1993). De sus características ecológicas, se puede concluir que las restricciones de estas estaciones se relacionan con la alta probabilidad de erosión en sus suelos de origen volcánicos, fértiles pero frágiles, condición agravada con su posicionamiento en laderas.

Estas restricciones imponen la necesidad de asegurar una cobertura permanente, priorizando las especies de interés forestal, raulí y roble en la estación 7, tepa y raulí en la estación 8. Asimismo, los numerosos ensayos de raleo de renovales en estas comunidades (Puente *et al*. 1979a, Puente *et al*. 1979b, Puente *et al*. 1980a, Puente *et al*. 1980b, Puente *et al*. 1980c, Donoso *et al*. 1988), sugieren como objetivo una estructura de monte alto regular, en donde raulí es la “especie objetivo” que determina la estructura coetánea como objetivo y tepa, dada su condición de especie de sombra, cumplir el rol de “especie acompañante”. La regeneración puede asegurarse mediante el método de las cortas de protección, descartando la opción del árbol semillero, para reducir y/o minimizar la posibilidad de invasión de especies de *Chusquea*, con los impactos económicos que esta actividad adicional significa. También son válidas las opciones de plantaciones bajo dosel con fertilización (Grosse 1988). Sin embargo, es importante explorar posibilidades de sistemas silviculturales multietáneos también para favorecer a raulí.

En términos de proyecciones para la ordenación forestal de las masas dominadas para estas especies, de acuerdo a Gezan y Ortega (2001) y en función de las riquezas de las especies acompañantes, para sistemas silviculturales coetáneos se pueden esperar rotaciones del orden de 75-83 años, con un periodo entre actividades silvícolas consecutivas de entre 5 y 10 años, para alcanzar producciones totales (cosecha más raleos) del orden de 790-895 m^3/ha, lo que significa tasas de crecimiento del orden de 9.9-10.9 m^3/ha/año.

En propiedades o masas de menor tamaño, que requieran propuestas de ordenación adaptadas a

esta condición, se puede considerar como estructura objetivo, el monte alto irregular en bosquetes, condicionando la silvicultura a aplicar a estimular el desarrollo de las especies tolerantes, como tepa y lingue, en situaciones de menor altitud.

Orientaciones para la estación Siempreverde de olivillo, ulmo y lingue

Navarro *et al.* (2014) ubican la estación 11 en el valle central y las colinas bajas de la cordillera litoral, en suelos sin restricciones. Presentan una estructura multietánea, dominada por especies de sombra, como olivillo, lingue, laurel y mañío macho, acompañadas por ulmo, de comportamiento dinámico "oportunista o nómada", participando en todas las etapas sucesionales de esta comunidad. En la vegetación aparecen especies herbáceas en categoría vulnerable y se reconocen diversas lianas, como *Boquila trifoliolata (DC.) Decne.*, voqui, que demuestran un estado sucesional avanzado. Con estas características, se pueden definir objetivos de producción maderera, con ulmo y lingue y en menor medida, laurel y mañío macho, para lo cual las propuestas silvícolas deben mantener la estructura multietánea. En estados sucesionales menos avanzados, se encuentran renovales coetáneos de ulmo, lo que puede permitir conducir a estos bosques a sistemas coetáneos o multietáneos (ver Cap. Donoso *et al.* en este libro) condición adecuada para iniciar una conversión hacia una estructura multietánea, privilegiando las especies arbóreas de mayor valor, especialmente lingue.

Perspectivas de la aplicación de la tipología de estaciones forestales en Chile

La tipología de estaciones forestales provee de resultados destacables que aconsejan su utilización en la planificación y manejo de los ecosistemas forestales, al entregar información determinante sobre la composición vegetal y funcionamiento del ecosistema.

Un primer aspecto destacable de la tipología de estaciones es su capacidad predictiva, por cuanto en ausencia de la vegetación, las variables proveídas por la tipología de estaciones forestales para el reconocimiento de cada estación forestal, permiten identificar la estación a la que pertenece el ecosistema o masa forestal en estudio, con su composición florística, sus variables ecológicas relevantes y la productividad asociada. Esto permite orientar la restauración de bosques en áreas degradadas y/o desprovistas de cobertura vegetal. Un segundo elemento es la factibilidad de establecer objetivos de gestión, acordes a las restricciones de la estación, por cuanto la tipología de estaciones forestales entrega para cada estación forestal descrita, la información suficiente para establecer la fragilidad y potencialidades del ecosistema. Desde esta condición, es posible la preparación de orientaciones de manejo, a diversas escalas, con directrices que emanan desde las restricciones naturales y factores favorables, definiendo los umbrales del ecosistema que no pueden ser sobrepasados para asegurar la sustentabilidad de la gestión.

Un tercer elemento relevante de la tipología de estaciones, es la determinación del comportamiento de las especies en relación a las variables ecológicas, lo que permite su modelamiento matemático y puede apoyar decisiones sobre opciones silviculturales y de conservación.

Asimismo, conocer la combinación óptima de especies para el área, permite delinear intervenciones silvícolas, en un marco razonable de conocimiento de las características, restricciones y potencialidades de la masa forestal.

La descripción de la vegetación que entrega el análisis fitoecológico, permite establecer la comunidad de referencia, conocimiento imprescindible para la restauración de bosques degradados/quemados. Con esta condición y vinculando el cortejo florístico de cada estación con el comportamiento dinámico de cada especie (pionera – transitoria – dríada), es posible determinar la trayectoria sucesional de cada estación, definida esta como *"el patrón de transformación desde comunidades precursoras (pioneras o colonizadoras) a comunidades de mayor madurez en términos dinámicos"* Rameau (2000). Al definir, para

cada estación, el cortejo florístico de cada fase sucesional, es posible reincorporar estas poblaciones al manejo, proveyendo la información de las especies requeridas para reiniciar la dinámica sucesional y la secuencia de instalación de ellas. Este conocimiento es vital cuando los ecosistemas forestales están sometidos a procesos de perturbación natural o bloqueos *de* origen antrópico (pastoreo) *o* natural (ñadis). De esta forma, al proveer los elementos claves de su composición florística, funcionamiento y las restricciones que derivan del medio físico, la tipología de estaciones forestales constituye una herramienta de gran utilidad para mejorar el conocimiento de los ecosistemas dominados por bosque nativos y planificar el manejo sustentable de estos, incluyendo en ello, las propuestas de prescripciones silvícolas requeridas.

Por lo expuesto, los autores estiman que es aconsejable la utilización de la tipología de estaciones forestales para actualizar y modernizar la clasificación de los bosques nativos de Chile. En este contexto, se vislumbran desafíos en tres ámbitos de acción. En primer lugar es relevante ampliar la aplicación de esta metodología, preparando los catálogos de estaciones forestales para las restantes regiones administrativas. En el ámbito científico, es necesario completar los estudios que estos catálogos requieren, en particular los estudios de crecimiento, productividad y comportamiento de las especies, a partir de las bases de datos disponibles. Finalmente, es necesario modernizar la generación de normas de manejo y silvícolas vinculándolas a clasificaciones de este tipo y generar de esta forma orientaciones que garanticen la sustentabilidad de la gestión en bosque nativo.

Referencias

Becker M, F Le Tacon, J Timbal. 1980. Les Plateau calcaires de Lorraine, Types de Stations et potentialités forestières. École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts. Francia. 272 p.

Becker M. 1985. Démarche méthodologique préconisée pour la typologie des stations forestières. In: Colloques phytosociologiques, 14, "Phytosociologie et foresterie". Nancy, Francia. p. 299–311.

Becker, M., & Le Goff, N. 1988. Diagnostic stationnel et potentiel de production. Revue forestière française, 40 (spécial : Diagnostics en forêt), p. 29–43.

Braun-Blanquet J. 1928. Fitosociología. Ed. Blume. Madrid.

Brêthes A. 1989. La Typologie des stations forestières: recommandations méthodologiques. *Revue forestière française* 41 (1): 1–27.

Cabello J. 2005. Bases méthodologiques pour la préparation des outils écologiques et dynamiques nécessaires pour l'aménagement forestier au Chili. Thèse Docteur en Sciences Forestières, Nancy: École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF). France. 264 p.

Chytry M, L Tichý, J Holt, Z Botta-Dukát. 2002. Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science* 13: 79–90.

CONAF/ONF. 1998. Plan piloto de Ordenación de la Reserva Forestal de Malleco. Santiago, Corporación Nacional Forestal, Office National des Forêts. 195 p.

Di Castri F. 1968. Esquisse écologique du Chili. EN: Delamare-Debouteville, C. y Rapopport, E. eds: Biologie de l'Amérique Australe. Editions du Centre National de la Scientifique, Paris. Volume IV. pp. 6–52.

Donoso C. 1981. Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. Santiago de Chile, CONAF/FAO. 82 p.

Donoso C., Sandoval V., Gonzalez C., 1988. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de Raulí y Roble. Etapa VIII: Segunda evaluación de crecimiento. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI. UACH. Valdivia. Chile. Informe de convenio N° 147.

Donoso C. 1993. Bosques Templados de Chile y Argentina: Variación, Estructura y Dinámica. Santiago, Chile, Editorial Universitaria. 484 p.

Ellenberg H, D Mueller-Dombois. 1967. Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the earth. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 37: 21–55.

Estay M. 2000. Determinación de una Tipología de Estaciones forestales en el Parque Nacional Tolhuaca, Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 63 p.

Gajardo R. 1993. La Vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, CONAF. 165 p.

Gégout J, J Rameau, B Renaux, B Jabiol, M Bar. 2007. Les habitats forestiers de la France tempérée: Typologie et caractérisation phytoécologique. Laboratoire d'Étude des Ressources FOrêt-Bois. Unité Mixte de Recherché INRA-ENGREF 1092. AgroParisTech – ENGREF. Nancy, Francia. 716 p.

Gégout J. 2003. Phytoécologie. Nancy: Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts. 80 p.

Gégout J, P Pinto, J Cabello. 2012. Propuesta metodológica para la obtención de una tipología forestal para la IX Región de La Araucanía, adaptada a las nuevas exigencias legales y contexto de cambio global. Informe de Expertos. Proyecto INNOVA CORFO 11BPC-10164(11-13): Implementación de una Metodología de Tipificación de Bosque Nativo para la aplicación de la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Corporación Nacional Forestal, Universidad Católica de Temuco, Chile. 44 p.

Gezan S, A Ortega. 2001. Software de Planificación de Renovales de Roble, Raulí y Coigüe en la IX y X Región. Universidad Austral de Chile. 20 p.

Grosse H. 1988. Crecimiento de una plantación de Raulí y Roble bajo dosel en dependencia del grado de luminosidad y fertilización. Ciencia e Investigación Forestal 2 (5):13–30.

Jurdant M, J Belair, V Gérardin, J Ducruc. 1977. L'inventaire du Capital – Nature, méthode de classification et de cartographie écologique du territoire. Québec: Services des études écologiques régionales. Francia. 202 p.

Luebert F, P Pliscoff. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago de Chile: Editorial Universitaria. 316 p.

Mujica R. 2003. Estudio de tratamientos silvícolas en Chile. In « Los bosques de Araucaria (Araucaria araucana) en Chile y Argentina » Programa de apoyo Ecológico (TOEB). GTZ. 1–73.

Navarro C, J Cabello, E Hauestein, J Pinares, C Esse, J Gégout, P Pinto. 2014. Catálogo de Estaciones forestales del bosque nativo de la Región de La Araucanía. Proyecto INNOVA CORFO 11BPC-10164(11-13): Implementación de una Metodología de Tipificación de Bosque Nativo para la aplicación de la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Corporación Nacional Forestal, Universidad Católica de Temuco, Chile. 90 p.

ONF/INRA. 1976. "Catalogue des Stations Forestières du Plateau lorrain, version simplifiée". 26 p.

Paget, D., 1999. Etude de la diversité spatiale des écosystèmes forestiers guyanais. Nancy : Ecole nationale du génie rural des eaux et des forêts, 169 p. (Thèse ENGREF – Sciences forestières).

Perrier C, S Gaudin, A. Madesclaire. 2005. Guide pour l'identification des stations et le choix des essences en Argonne. CFPPA de Crogny. 118 p.

Puente M., Donoso C., Peñaloza R., y Morales E., 1979a. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de Raulí y Roble. Etapa I: Identificación y caracterización de renovales de Roble y Raulí. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI. UACH. Valdivia. Chile. Informe de convenio N° 16.

Puente M., Donoso C., Peñaloza R., y Morales E., 1979b. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de Raulí y Roble. Etapas II y III: Selección de lugares y diseño experimental para instalar ensayos de raleo. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI. UACH. Valdivia. Chile. Informe de convenio N° 16.

Puente M., Donoso C., Peñaloza R., y Morales E., 1980a. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de Raulí y Roble. 2ª Fase: Informe de Avance de instalación de ensayos de raleo en renovales de Raulí y Roble. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI. UACH. Valdivia. Chile. Informe de convenio N° 30.

Puente M., Donoso C., Peñaloza R., y Morales E., 1980b. Sugerencia para ensayos de raleo en el manejo de renovales de Raulí y Roble. CONAF – FAO. Santiago de Chile. Documento de Trabajo N° 32.

Puente M., Donoso C., Peñaloza R., y Morales E., 1980c. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de Raulí y Roble. Etapas II y III: Instalación de ensayos de raleo en renovales de Raulí. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI. UACH. Valdivia. Chile. Informe de convenio N° 37.

Quintanilla, V.G. 1981. Carta de las formaciones vegetales de Chile. Universidad de Santiago de Chile, Contribuciones Científicas y Tecnológicas, Area Geociencias I, 11 (47). 32 p.

Rameau J. 2000. Dynamique de la végétation: au niveau des paysages: au niveau des milieux forestiers. Nancy, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts-Centre de Nancy, Francia. 134 p.

Reiche K F.1907. Grundzüge der Pflanzenverbreitung. En: A. Engler and O. Drude (Editores), Die Vegetation der Erde, 8: 1–374.

Reiche K. 1934. Geografía Botánica de Chile. (Traducción de G. Looser). Tomo I. Imprenta Universitaria, Santiago. 423 p.

Reiche K. 1938. Geografía Botánica de Chile (Traducción de G. Looser). Tomo II. Imprenta Universitaria, Santiago. 151 p.

Salazar, M. A., 2015. Zonificación Ecológica de la Región de La Araucanía, Chile, como base para la preparación de una Tipología Forestal del Bosque Nativo de la Región." Tesis de Magister en Sistemas de Información Geográfica y Percepción Remota para la Gestión Silvoagropecuaria. Temuco, Chile. Escuela de Ciencias Forestales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, 28 p.

Santibáñez F, J Uribe. 1993. Atlas Agroclimático de Chile. Regiones Sexta, Séptima, Octava y Novena. 99 p.

Schmithusen, J. 1956. Die raunmliche Ordnung der chilenischen Vegetation. Bonner Geogr. Abhandlungen, 17: 1–81.

Schlatter J, V Gerdin, H Adriazola. 1997. Sistema de Ordenamiento de la tierra: herramienta para la planificación forestal aplicada a las regiones VII, VIII, y IX.

Schmidt, H., M. Toral, Burgos, P, 1977. Silvicultura y uso de bosques de Araucaria. Región de Lonquimay. Santiago: Universidad de Chile - Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, 28 pp.

Schmidt, H., Campos, E., 1988. Regeneración en un bosque de Araucaria-Lenga. : Período vegetativo 1987–1988. Santiago: Universidad de Chile - Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, 15 pp.

Ter Braak C, I Prentice. 1988. A theory of gradient analysis. Advances in Ecological Research 18: 271–317.

Yudelevich M, C Brown, H Elgueta, S Calderón. 1967. Clasificación preliminar del Bosque Nativo de Chile. Informe Técnico Nº 27. Instituto Forestal. Santiago, Chile. 19 p.

Veblen, T.T., 1982.- Growth patterns of Chusquea bamboos in the understory of Chilean *Nothofagus* forests and their influences in forest dynamics.-Bulletin of the Torrey Botanical Club, 109, (4): 474–487.

SECCIÓN II. SILVICULTURA Y MANEJO

SECTION II. SILVICULTURE AND MANAGEMENT

4 Crecimiento de bosques secundarios y adultos de *Nothofagus* en el centro-sur de Chile

Growth of secondary and old-growth Nothofagus forests in south-central Chile

Christian Salas-Eljatib*, Andrés Fuentes-Ramírez, Pablo J. Donoso, Camilo Matus, Daniel P. Soto

Resumen

El crecimiento de los bosques es clave para entender su dinámica y para realizar un manejo sustentable en éstos. Si bien el crecimiento de un árbol se puede medir de forma relativamente fácil, el crecimiento de un bosque sólo se puede determinar al evaluar variables de estado (e.g. densidad, volumen) en unidades de muestreo permanentes en el tiempo. Debido al alto costo de mantenimiento de estudios a largo plazo, es difícil conocer antecedentes de crecimiento (p. ej. incremento, mortalidad y reclutamiento) de bosques naturales. Aunque existe una importante cantidad de estudios sobre la ecología y dinámica de bosques de segundo crecimiento (renovales) de *Nothofagus*, un seguimiento temporal de las variables de estado es sólo posible de encontrar en un reducido número de unidades de muestreo permanente en el centro-sur de Chile (37º 30′ - 41º 30′ S). Este problema se ve aún más acentuado en bosques adultos de *Nothofagus*, donde la extrema escasez de este tipo de bosque, se suma a la poca investigación realizada en ellos. Dado lo anterior, este trabajo tiene por objetivo describir el crecimiento de bosques secundarios y adultos de *Nothofagus* en el centro-sur de Chile. Este trabajo se organiza en: (a) contextualizar una terminología apropiada sobre crecimiento de bosques, y (b) caracterizar ambos tipos de bosques en base a el más amplio grupo de unidades de muestreo permanente (74 en renovales y siete en bosques adultos) con evaluaciones temporales en términos de variables de estado, crecimiento, estructura diamétrica temporal, y patrones de distribución espacial. Este trabajo ofrece información cuantitativa para entender de mejor forma la dinámica de los bosques, como también para ayudar en una apropiada planificación de intervenciones silviculturales.

Palabras clave: mortalidad, reclutamiento, unidades de muestreo permanente, dinámica de bosques, ecología forestal.

Abstract

Growth is key for understanding forest stand dynamics and is also important for sustainable forest management. Although individual tree growth is relatively easy to measure, forest growth can only be known by measuring stand variables (e.g., density, volume) on permanent sample plots over time. Due to the high cost of maintaining long-term research programs, however, it is difficult to acquire growth information (increment, mortality, and recruitment) of natural forests. Although there are a significant number of silvicultural studies on secondary forests of *Nothofagus*, a temporal study of these forests is only possible on a relatively small number of permanent sample plots in south-central Chile (37º 30′ - 41º 30′ S). This problem is even worse for old-growth *Nothofagus* forests, both because they are scarce in the landscape and important research is lacking. Given the above, we aimed to describe growth for secondary- and old-growth *Nothofagus* forests in south-central Chile. To accomplish this, we divided our study in order to (a) provide a suitable terminology for forest growth, as well as (b) characterize both types of forests by using the largest available data set of remeasured permanent sample plots (74 in secondary and seven in old-growth forests) in terms of state variables, growth, temporal diameter distribution, and spatial patterns. We offer quantitative information for improving our understanding of forest dynamics, as well as for planning suitable silvicultural treatments.

Key words: mortality, recruitment, permanent sampling plots, forest dynamics, forest ecology.

Introducción

El crecimiento de un árbol está determinado por factores internos y por su ambiente externo (Odin 1972). Aunque el crecimiento puede ser medido en diferentes niveles de estructura de un organismo, puede ser descrito tanto a nivel individual (i. e.

* Autor de correspondencia: christian.salas@ufrontera.cl.

árbol) como grupal (i. e. bosque). El crecimiento es el producto de diversos factores abióticos y bióticos interactuando en un árbol y en un bosque a través del tiempo. El conocimiento de cómo estos factores afectan al crecimiento de un árbol y un bosque es importante para entender cómo la estructura y composición de un ecosistema forestal cambian en el tiempo. Entonces, comprender el crecimiento de los bosques es clave para inferir la dinámica de los bosques y para evaluar alternativas silviculturales en el desarrollo de un bosque. Esto es porque las tasas de crecimiento pueden ayudar a evaluar la oportunidad, intensidad y periodicidad de intervenciones silvícolas a realizar en un bosque. Por lo tanto, la información sobre crecimiento es vital para la toma de decisiones de manejo forestal y para el entendimiento de los ecosistemas forestales. Los bosques dominados por *Nothofagus obliqua* (roble), *Nothofagus alpina* (raulí), y *Nothofagus dombeyi* (coigue) son especialmente importantes en el centro-sur de Chile (37 30' - 41 30' S), y han sido clasificados como pertenecientes al tipo forestal roble-raulí-coigue (Donoso 1995). La gran mayoría de estos bosques son de tipo secundario o renovales, los que cubren 907.329 ha en dicha zona geográfica, representando 84,1 % de la superficie del mencionado tipo forestal (CONAF 2013). Los antecedentes sobre su dinámica, composición y estructura son descritos en Donoso (1995). Este tipo de bosques poseen un alto potencial de manejo silvícola debido a sus altas tasas de crecimiento, estructura coetánea y buen acceso. Aunque existen evidencias empíricas sobre su buena respuesta al manejo silvícola (Puente 1979, Grosse 1987, Donoso *et al*. 1993b), el manejo de estos bosques no ha sido muy extenso, ni alcanza niveles operativos (Salas *et al*. 2016). Por otra parte, los bosques adultos de este tipo forestal, clasificados como remanentes originales por Donoso (1995) o como bosques latifoliados principalmente siempreverdes de tierras bajas en sitios de drenaje adecuado por Veblen y Schlegel (1982), tan sólo cubrirían 25.188 ha (superficie derivada a partir de CONAF 2013, considerando la categoría de bosques densos y con una altura mayor a 20 m) en el centro-sur de Chile, representando tan sólo 2,3 % de la superficie del tipo forestal roble-raulí-coigue. Estos bosques son bastante escasos y están distribuidos en forma muy dispersa en el territorio (Salas *et al*. 2006). Aunque los bosques adultos han sido considerados importantes para iniciativas de conservación, la investigación en ellos es aún deficiente. En la figura 4.1 se muestran imágenes de algunos renovales y bosques adultos de *Nothofagus*.

El presente trabajo tiene por objetivo describir el crecimiento de bosques secundarios y adultos de *Nothofagus* en el centro-sur de Chile. Para ello, el trabajo se centra en caracterizar ambos tipos de bosques en términos de: (a) variables de estado, (b) crecimiento (i. e. incremento, mortalidad y reclutamiento), (c) estructura diamétrica temporal y (d) patrones de distribución espacio-temporal de árboles.

Crecimiento y su conceptualización. El término crecimiento es de esos que cualquiera entiende, pero que es muy difícil de definir (Baker 1950). Aunque se pueden rastrear definiciones de crecimiento tan antiguas como de la época de Aristóteles (Seger y Harlow 1987), uno de los primeros obstáculos en entender el crecimiento de un árbol es la falta de precisión en la definición de lo que se entiende por este proceso (Agren 1981). El crecimiento de un árbol está determinado por división, extensión y diferenciación celular (Odin 1972), implicando un incremento en tamaño y la formación de nuevos tejidos. El crecimiento puede ocurrir aun en órganos viejos, particularmente hojas (Baker 1950). En el presente trabajo, se refiere al crecimiento de variables tales como altura y diámetro como el incremento irreversible en el largo de meristemas apicales y en el diámetro fustal, respectivamente (Odin 1972), o en términos fisiológicos, la incorporación de carbono en material estructural (Agren 1981). No obstante, en el presente estudio se adopta a Ek y Monserud (1975), en el sentido que el nivel de abstracción enfatiza las características externas medibles de un árbol (o variables).

En las ciencias forestales, existe un vago uso de los términos crecimiento, rendimiento, incremento y tasa de crecimiento. En la modelación del crecimiento, estos términos pueden ser más claramente



Figura 4.1 Imágenes representativas de bosques secundarios y adultos del tipo forestal roble-raulí-coigue en la región de La Araucanía, Chile. Renovales de (a) raulí en Curacautín y (b) coigue en Malalcahuello. (c) Bosque adulto de roble-olivillo-ulmo en Rucamanque.

definidos, sin embargo, no lo es tanto en aplicaciones prácticas. En el presente trabajo, se definirán los términos anteriores, siguiendo las explicaciones dadas en Yang *et al.* (1978) y Bruce (1981), y la consistencia matemática necesaria con los conceptos de cálculo diferencial (Franklin 1944). Primero se aclara qué se referirá a la variable de estado y, siendo ésta la variable de interés para el investigador, y que puede medirse a nivel de árbol o bosque, o a cualquier otro nivel de detalle deseado. Crecimiento es la variable de estado en un determinado tiempo t, es decir, cuando se conoce el tiempo en el cual la variable de estado fue medida, ahí se habla de su crecimiento en ese momento t, simbolizado por y_t. El término rendimiento en ciencias forestales se ha tendido a emplear para casi exclusivamente representar el crecimiento de la variable volumen. Debido a que rendimiento es principalmente relacionado con productividad en volumen, o a aspectos económicos de un cultivo, es que no se recomienda su uso y no será empleado en el presente trabajo. Incremento es la variación (i. e. aumento o disminución) de una variable de estado en un cierto periodo de tiempo. Para medir el incremento, es necesario conocer

primero el crecimiento de una variable en al menos dos tiempos o momentos, los cuales se simbolizan por t_0, el tiempo inicial, y t_1 el tiempo final del periodo. Entonces, se mide el crecimiento de la variable al inicio y al final del periodo, y se representa como y_0 e y_1, respectivamente (figura 4.2a). El largo del periodo de análisis es $t_1 - t_0$ y se representa por Δt, así como el incremento en ese periodo es $y_1 - y_0$ y se representa por Δy (figura 4.2b). La tasa de crecimiento se refiere a un indicador de cuán rápido ha sido el crecimiento, y se puede calcular de diferentes maneras. Por ejemplo, la tasa de cambio promedio para el periodo se calcula como la razón entre el incremento y el periodo transcurrido ($\Delta y/\Delta t$). Esta tasa de cambio promedio recibe tradicionalmente el nombre de incremento periódico anual (*IPA*), si el tiempo t es medido en años, y se expresa mediante

$$IPA_y = \frac{\Delta y}{\Delta t} = \frac{y_1 - y_0}{t_1 - t_0} \qquad [1]$$

donde: IPA_y es el incremento periódico anual para la variable de estado y; y_1 es el valor de la variable al tiempo t_1 o final del periodo; y_0 es el valor de la variable al tiempo t_0 o inicio del periodo. Es importante destacar que esta tasa de crecimiento [1] es la pendiente de una recta trazada entre los dos momentos en que se observa el crecimiento (figura 4.2c), y es por lo tanto una tasa de crecimiento constante dentro del periodo. Note además que en [1], si $\Delta t = 1$, el *IPA*, se transforma en el incremento corriente anual o *ICA*, ya que el periodo es igual a un año.

Es importante entender que los incrementos (*IPA* o *ICA*, i. e. periódicos o corrientes) son posibles de calcular cuando se tiene información de la variable de estado en al menos dos momentos, y no es necesario conocer la edad del bosque o árbol para su cálculo. Por otra parte, hay un tercer tipo de incremento que sí requiere conocer la edad, el incremento medio anual o *IMA* que se define como

$$IMA_y = \frac{y_t}{t} \qquad [2]$$

donde: IMA_y es el incremento medio anual para la variable de estado y; y_t es el valor de la variable al tiempo t; y t representa el tiempo necesario para al alcanzar el valor de la variable de estado.

Medición del crecimiento de bosques. Esta tarea se puede realizar mediante diferentes alternativas que se resumen a continuación, pero todas tienen en común permitir la obtención de información de variables de interés en el tiempo. Aunque existen algunas referencias básicas sobre la medición del crecimiento de bosques (Beetson *et al*. 1992, von Gadow

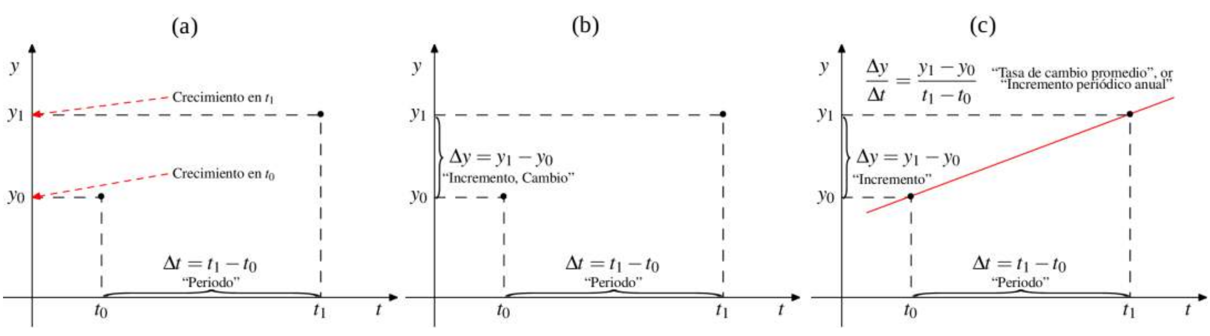


Figura 4.2 Explicación gráfica sobre crecimientos. (a) La variable al tiempo inicial t_0 es el crecimiento en ese momento (y_0), y de la misma forma se tiene el crecimiento de y en un tiempo posterior t_1, representado por y_1. (b) El periodo de tiempo ($t_1 - t_0$) entre estas dos mediciones se representa por Δt, mientras que la variación en la variable, $y_1 - y_0$, en el periodo se representa por Δy, denominándose incremento o cambio. (c) Una forma de calcular la tasa de crecimiento de una variable, es obtener la razón entre el incremento Δy y el largo del periodo Δt, lo que corresponde a la pendiente de una recta entre estos dos puntos.

y Hui 1999), los autores del presente trabajo creen que, dada su complejidad, sobre todo en bosques naturales, los diferentes niveles de detalle posibles de establecer, sus fuentes de variación, y por su relevancia, es importante aclarar y diferenciar entre las diferentes alternativas de medición del crecimiento de bosques.

(a) Tarugos de incremento. Los árboles que crecen en climas templados producen una capa distintiva de madera cada año. Una capa es formada cada año entre la corteza y la madera previamente formada (Campbell 1885). Al extraer un tarugo de madera, desde el cambium hacia la médula del árbol, es posible medir la edad al contar los anillos anuales de crecimiento, así como los incrementos radiales, al medir la distancia entre los anillos. La extracción de un tarugo de incremento es una técnica no destructiva, ya que no daña al árbol (van Mantgem y Stephenson 2004). Además, esta técnica permite medir una serie de otras variables, como composición química de tejidos y densidad de la madera (Taras y Wadlgren 1963), y constituye la base de la dendrocronología, la disciplina que estudia los anillos de los árboles para fechar eventos (McGinnies 1963, Monserud 1986).

(b) Análisis fustal. En esta técnica se obtienen varios discos (o rodelas) de madera a lo largo del fuste de un árbol, siendo por lo tanto una metodología destructiva, a diferencia de la anterior. Además de conocer la altura de cada sección, se mide el número total de anillos en cada disco, y a veces se mide también el incremento radial en cada uno de ellos (Spurr 1952). Mediante esta técnica es posible reconstruir no tan sólo el crecimiento diametral, sino que además, el crecimiento en altura de un árbol. Así también, permite la reconstrucción de la variación en la forma del árbol en el tiempo, y así por lo tanto su crecimiento en volumen, constituyéndose en la técnica de medición que ofrece la mayor cantidad de información sobre el crecimiento de un árbol (van Laar y Akca 2007).

(c) Unidades de muestreo permanente. Las técnicas anteriores tan sólo permiten la medición del crecimiento a nivel individual, pero no la medición del crecimiento a nivel agregado o bosque. Para esto, es necesario contar con información obtenida desde unidades de muestreo permanente (UMP) o parcelas de muestreo permanente, en donde todos los individuos han sido marcados para su seguimiento en el tiempo, y han sido medidos en al menos dos ocasiones. Sólo mediante información medida en UMP, es posible medir el crecimiento a nivel de bosque. No obstante, existen algunas metodologías promovidas en algunas iniciativas de caracterización de bosques, que basada en el establecimiento de unidades de muestreo temporal (no permanente) y combinado con la extracción de tarugos en algunos árboles en cada unidad, estiman el crecimiento a nivel de bosque. Por ejemplo, empleando el denominado muestreo del sexto-árbol (p. ej. Zohrer 1987, Akca y Krammer 1980), e información de tarugos de incremento para esos seis árboles. Sin embargo, es aún más importante señalar que este tipo de metodologías son incorrectas en dos aspectos: el muestreo del sexto-árbol es un tipo de muestreo sesgado estadísticamente y no se puede conocer la mortalidad mediante esta técnica. La mortalidad es un componente clave en la dinámica y ecología de los bosques (Franklin *et al*. 1987), y su medición es sólo posible de evaluar mediante la remedición de unidades de muestreo permanente. Esto último es vital de dimensionar para comprender cabalmente que las UMPs son cruciales para el monitoreo efectivo de los ecosistemas forestales.

Estudios de crecimiento en bosques de roble-raulí-coigue. En el estudio del crecimiento de bosques existen dos alternativas desde donde poder contar con información necesaria. Estas son unidades permanente provenientes de (a) un sistema nacional de inventario continuo y (b) de experimentos permanentes. A continuación, se comentan sobre cada uno de ellos en relación a los bosques de roble-raulí-coigue.

(a) Sistema de inventario continuo. Chile, aunque cuenta con sistemas de inventarios forestales, no posee información al nivel necesario para un correcto estudio científico del crecimiento de bosques. El

sistema de inventario continuo de Chile, llevado a cabo por el Instituto Forestal (INFOR), es sólo un esfuerzo relativamente reciente, concluyendo recientemente un primer ciclo de mediciones en todo el territorio nacional (mayores antecedentes se pueden encontrar en http://mapaforestal.infor.cl, y en http://www.simef.cl/). No obstante, las características de las mediciones y diseño realizadas por el INFOR tienen un espíritu a nivel de inventario nacional (comunicación personal con Carlos Bahamondez, encargado de inventario del INFOR). Esto imposibilita fehacientemente el uso de esta información con un enfoque más científico, que es el que se puede obtener mediante la remedición de las mismas UMPs en el tiempo. Por otra parte, la Corporación Nacional Forestal (CONAF) ha estado también llevando a cabo un sistema de inventario forestal, pero tan sólo recientemente ha terminado de establecer una red de UMPs, no existiendo remediciones a la fecha (comunicación personal con Verónica Oyarzún, Jefa Departamento de Monitoreo de Ecosistemas Forestales de CONAF). Esta iniciativa de CONAF se ha basado en esfuerzos realizados primeramente en el marco del Catastro de la Vegetación Nativa y recientemente con nuevos fondos relacionados al cambio climático financiados por el Gobierno de Suiza. Paradójicamente, y a pesar de que las instituciones que coordinan esfuerzos de inventarios nacionales (INFOR y CONAF), son divisiones oficiales del Estado de Chile, los datos derivados de esos inventarios no están libremente disponibles para los usuarios. De todas maneras, INFOR en los últimos cinco años ha estado trabajando en políticas y alternativas para entregar esa información. Sin embargo, y en resumen, no existen datos públicos disponibles de un sistema de UMPs en bosques naturales para Chile. Mayores antecedentes sobre los esfuerzos históricos de inventarios forestales permanentes fueron destacados por Salas y Real (2013).

Chile necesita de un sistema organizado de estudios permanentes de largo plazo en bosques naturales. La necesidad, y así como también las dificultades de este tipo de estudios, han sido destacados desde hace mucho tiempo en Chile (p. ej. Armesto *et al*. 1999, Donoso 2006, Franklin y Swanson 2010, Lara *et al*. 2010). No obstante, mayores cambios no exhibe el país en la última década en esta materia, salvo por la iniciativa del Instituto Milenio de Ecología y Biodiversidad de Chile, que ha asociado sus sitios de estudio con la red "International Long Term Socio-Ecological Research" (ILTSER), y que permite un estudio de largo plazo de primer nivel (mayores antecedentes se pueden encontrar en http://www.ltser-chile.cl/). Es importante destacar que este tipo de esfuerzos científicos debieran ser un deber a nivel país y no tan sólo recaer en esfuerzos de algunos científicos mediante el uso de fondos provenientes de proyectos de investigación, que por lo demás, casi siempre tienen un horizonte de corto plazo (2–4 años en general).

(b) Experimentos permanentes. Existen sólo antecedentes generales sobre el crecimiento de bosques de roble-raulí-coigue. Dentro de los primeros estudios que reportan antecedentes de crecimiento en renovales destacan De Camino *et al*. (1974), Vita (1974) y Wadsworth (1976). Estos trabajos recopilan antecedentes fundamentalmente para renovales de raulí, y aportan antecedentes a nivel de crecimiento individual. No obstante, a nivel de bosque, los primeros antecedentes de crecimiento de renovales provienen de ensayos de raleo, que se resumen a continuación. Rocuant (1969) describe una serie de raleos en renovales de roble-raulí en la Cordillera de Nahuelbuta, proponiendo una serie de alternativas silvícolas en base a sus resultados. Puente *et al*. (1981) establecieron un ensayo de raleo en tres sitios seleccionados luego de una caracterización de los renovales de roble-raulí. Dos de los sitios de este ensayo han sido evaluados en cuatro ocasiones después de establecidos, siendo Pincheira (1993) quien realizó la primera evaluación silvícola de uno de los ensayos (sector Jauja, provincia de Malleco), y que reporta antecedentes concretos de crecimiento con y sin tratamientos de raleo en renovales de raulí-roble. El estudio de Puente *et al*. (1981) constituye el ensayo silvícola permanente de más larga data

mantenido hasta la actualidad en el país. El INFOR aportó con una serie de antecedentes de crecimiento provenientes de ensayos silvícolas permanentes establecidos por dicha institución (Grosse 1987, 1989, Grosse y Quiroz 1999). Es importante destacar que estos tres autores (Rocuant, Puente y Grosse) y sus colaboradores, a través de estos estudios formaron la base empírica que demostró las buenas respuestas silvícolas de los renovales de roble-raulí-coigue en Chile.

Posteriormente, algunos otros estudios han proporcionado antecedentes de crecimiento, pero no en base a mediciones directas en UMPs. Dentro de estos estudios se destacan Donoso *et al*. (1993a) que reportaron antecedentes de crecimiento medio en renovales de roble-raulí sin intervención en el centro-sur de Chile, mientras que Donoso *et al*. (1993b) recopilaron información de crecimiento para renovales manejados. Donoso *et al*. (1999) compararon el crecimiento de renovales sin intervención de coigue en la Cordillera de los Andes y de la Costa. Finalmente, es importante señalar que entre los ensayos silvícolas permanentes recopilados por Lara *et al*. (2000), muy pocos de éstos han sido remedidos efectivamente, lo cual confirma la falta de disponibilidad de datos de largo plazo para los bosques naturales de Chile en general. En resumen, existen sólo unas pocas y aisladas (en términos de estudios) UMPs en bosques de roble-raulí-coigue de Chile.

Método

Área de estudio. La información utilizada en este trabajo, corresponde a 74 unidades de muestreo permanente establecidas en renovales de roble-raulí-coigue y siete en bosques adultos en el centro-sur de Chile. Una parte de los datos han sido recopilados en el marco del estudio de Salas (2011), pero principalmente corresponden a UMPs establecidas en diversos estudios previos, y que fueron visitadas en terreno, evaluadas en su estado actual y remedidas en el marco de diversas investigaciones donde el autor principal ha estado involucrado (el detalle es especificado en la sección de agradecimientos). La distribución de las unidades de muestreo permanente empleadas (figura 4.3) muestra una buena representación de los renovales y así también de los pocos bosques adultos existentes en el centro-sur de Chile.

En cada una de estas UMPs se realizaron mediciones a nivel de árbol individual siguiendo un estricto procedimiento especificado en Salas (2016), pero que se resume en variables cuantitativas y cualitativas tanto en árboles vivos como en árboles muertos en pie con un diámetro a la altura del pecho (d) ≥ 5 cm. En algunas de estas UMP existen remediciones en el tiempo, y así también se cuenta con información de la ubicación espacial de cada individuo. A partir de dicha información, y mediante el empleo de un sistema de ecuaciones estimadoras complementarias (conocido como modelo dendrométrico), se estimaron las variables de estado de rodal: densidad (N); área basal (G); diámetro del árbol de área basal media (d_g) y volumen (V). Para la estimación de altura individual se emplearon modelos no-lineales previamente ajustados (i. e. Salas y Real 2013) para cada sitio en estudio. El volumen individual fue estimado mediante modelos especie-específicos, dentro de los cuales destacan los de Puente *et al*. (1981), Núñez *et al*. (1992) y Salas (2002), y en algunos casos los modelos recopilados por Drake *et al*. (2003). Mayores antecedentes específicos de procesamiento y estimación de variables pueden ser revisados en informes internos desarrollados para cada sitio.

Análisis de datos. A continuación, se presentan los principales resultados, siguiendo la siguiente estructura: (a) variables de estado, (b) crecimiento, (c) estructura diamétrica temporal y (d) patrones de distribución espacial. En el análisis de crecimiento, se calculó el incremento periódico anual [1] para cada una de las variables de estado de rodal. Además, se calculó la mortalidad, es decir, los individuos que han muerto en un periodo de análisis, y que corresponden a aquellos individuos que están presentes (y vivos) al inicio del periodo, pero no al final de éste. Así también se calculó el reclutamiento, es decir, el número de nuevos individuos que

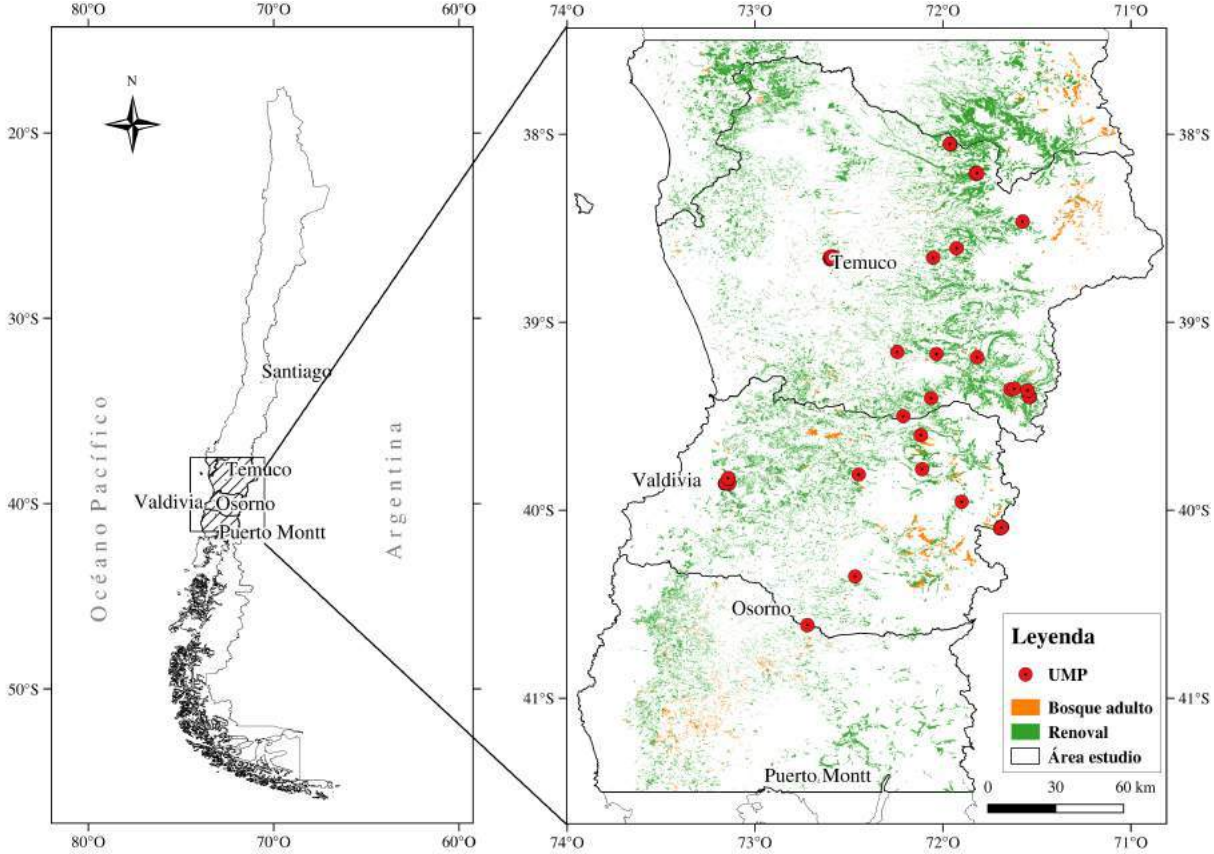


Figura 4.3 Rango de distribución geográfica de unidades de muestreo permanente (UMPs). Las unidades (círculos rojos) están ubicadas en renovales (verde) y bosques adultos (naranjo) del tipo forestal roble-raulí-coigue en el centro-sur de Chile (37 30' – 41 30' S)..

ingresaron al sistema de medición, y que corresponden a aquellos individuos que están presentes (y vivos) sólo al final de un periodo de análisis, pero no al principio de éste o bien no alcanzaron aún el límite inferior de medición del *d* de 5 cm.

Para el análisis espacial se empleó una UMP de 1 ha para cada tipo de bosque (secundario y adulto), y que se considera representativa para cada uno de ellos. Para la estimación de los patrones espaciales se ajustó la función *g(r)* de correlación entre pares de puntos (PCF, Stoyan y Stoyan 1996). Se prefirió esta función sobre otras similares (p. ej. *K* de Ripley 1976), siguiendo las recomendaciones dadas por Wiegand y Moloney (2014) en cuanto a ser una función con mejores características para analizar sistemas ecológicos. Los análisis espaciales se realizaron para los siguientes grupos: (i) todas las especies, (ii) para especies de *Nothofagus*, (iii) para otras especies (distintas de *Nothofagus*) y (iv) para los árboles muertos en pie. En el caso de bosque adulto, y dado que sólo para esta UMP se tienen mediciones en el tiempo de ubicación espacial de árboles, el ajuste de la función *g(r)* se realizó segregado para la medición inicial (t_0) y la final (t_1). Como en todo análisis espacial, los patrones posibles de distinguir por los modelos son: completamente aleatorio (cuando la función toma valores=1); agrupado (cuando la función toma valores > 1); o uniforme (cuando la función toma valores < 1). Para evaluar la incertidumbre en estos valores estimados, se calcularon intervalos confidenciales al 95 %, mediante simulaciones de Monte Carlo. Finalmente, se aclara que todos los análisis

realizados en la presente investigación fueron conducidos empleando el software R (R Development Core Team 2016). Para el análisis espacial se empleó el paquete *spatstat* (Baddeley y Turner 2005) de R .

Bosques secundarios

Variables de estado. Las variables de estado de las UMPs en los renovales muestreados poseen valores medianos de 1256 árb/ha en densidad, 44 m^2/ha de área basal, 22 cm de d_g y 402 m^3/ha de volumen (figura 4.4). La variabilidad, evaluada mediante el rango intercuartílico (rango que concentra el 50 % de la distribución de una variable), de estas variables es entre: 860–1805 árb/ha; 36–55 m^2/ha; 18–26 cm; y 300–520 m^3/ha en densidad; área basal; diámetro medio; y volumen, respectivamente.

Las UMP consideradas representan bosques en condiciones naturales sin intervención aparente, así como también a dos de los ensayos silviculturales establecidos en los sectores de Jauja (provincia de Malleco) y Casas Viejas (provincia de Cautín) por Puente *et al*. (1981). Las mediciones temporales en cada UMP muestra la evolución de las diferentes variables de estado en el tiempo (figura 4.5), demostrando un amplio rango de trayectorias de estas variables. El tiempo transcurrido entre mediciones oscila entre 5 y 18 años.

Crecimiento. A partir de las series de tiempo anteriores se calculo el *IPA* [1] para las variables de estado densidad, área basal y volumen. Una porción de las UMPs representadas en la figura 4.5 han sido sometidas a intervenciones silvícolas (diferentes tratamientos de raleo), y dado que para realizar un buen entendimiento de sus incrementos se requiere analizar y mostrar diferentes aspectos de estas intervenciones, no se han considerado en el presente trabajo ya que esto escapa al objetivo del estudio. Por lo tanto, en base a 26 UMPs, que representan condiciones de bosques sin intervención aparente, se calcularon los valores medios de los incrementos periódicos anuales (cuadro 4.1). Cabe mencionar que la mayoría de los antecedentes de crecimiento disponibles hasta el momento para renovales de roble-raulí-coigue (p. ej. De Camino *et al*. 1974, Wadsworth 1976, Donoso *et al*. 1993a) corresponden a incrementos medios anuales [2], no a incrementos periódicos [1], lo cual dificulta la comparación con los valores acá reportados. Así también, gran parte de la información de crecimiento para roble-raulí-coigue ha sido estudiada a nivel individual (p. ej. Vita 1974, Donoso *et al*. 1993b, 1999, Echeverría y Lara 2004, Thiers 2004, Donoso y Lusk 2007, Salas 2011) y no a nivel de bosque.

El incremento periódico anual (*IPA*) medio en área basal y en volumen es 0,61 m^2/ha/año y 8,5 m^3/ha/año, respectivamente. Los incrementos periódicos acá reportados debieran ser comparados con bosques que han sido medidos en al menos dos

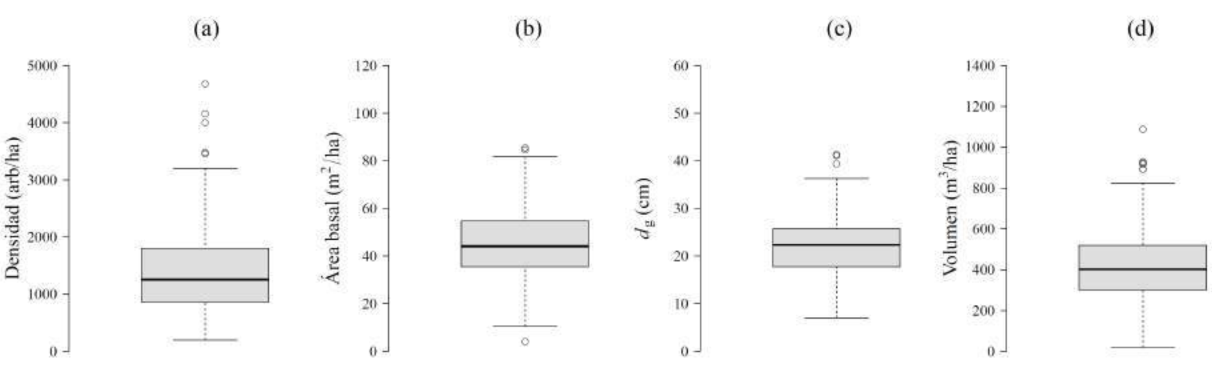


Figura 4.4 Distribución de las variables de estado: (a) densidad, (b) área basal, (c) diámetro del árbol de área basal media, simbolizado por d_g, y (d) volumen, para los bosques secundarios de roble-raulí-coigue. En este análisis se emplearon 74 unidades de muestreo permanente.

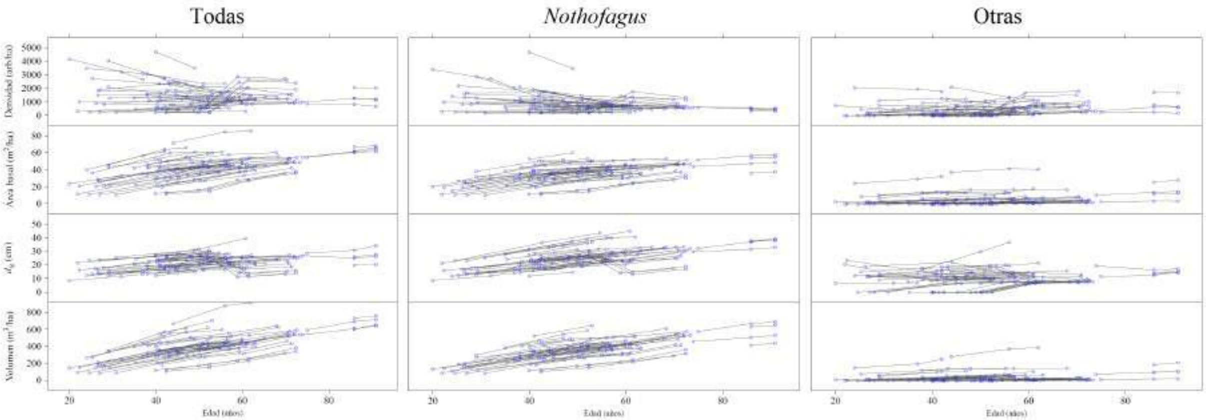


Figura 4.5 Series de tiempo de variables de estado para renovales de roble-raulí-coigue. Se presentan los resultados para todas las especies, sólo los *Nothofagus*, y otras especies distintas a *Nothofagus*. Para este análisis se emplearon 46 unidades de muestreo permanente remedidas al menos una vez. Puntos unidos por la misma línea representan a una unidad de muestreo.

Cuadro 4.1 Valores medios para el crecimiento de renovales sin intervención aparente de roble-raulí-coigue. Se presenta las tasas de incremento y mortalidad periódica anual de algunas variables estado de rodal, así como también el reclutamiento. Se utilizaron 26 unidades muéstrales permanentes para confeccionar este cuadro. Los renovales cubren un rango de edades entre los 20 y 90 años.

	Incremento			Mortalidad			Reclutamiento
Especies	Densidad (árb/ha/año)	Área basal (m^2/ha/año)	Volumen (m^3/ha/año)	Densidad (árb/ha/año)	Área basal (m^2/ha/año)	Volumen (m^3/ha/año)	Densidad (árb/ha/año)
Nothofagus	-31,4	0,42	6,6	34,8	0,36	2,7	3.5
Otras	3,7	0,19	1,9	17,3	0,12	0,6	20,7
Todas	-27,7	0,61	8,5	52,1	0,48	3,3	24,2

ocasiones en el tiempo, lo cual es posible casi exclusivamente con los ensayos silviculturales establecidos por el INFOR entre 1970 y la década de los 80. Para estos ensayos, Grosse *et al*. (1998) reportó *IPA*s en volumen desde 2,8 a 6,4 m^3/ha/año para renovales sin intervención de entre 44 y 70 años de edad. Es vital aclarar que el *IPA* en volumen reportado en el presente estudio (8,5 m^3/ha/año) es para renovales que cubren mayoritariamente edades entre los 40 y 80 años. Es decir, bosques que ya han pasado el cierre de copas, el cual debiera ocurrir alrededor entre los 20 y 40 años. Esto implica que los incrementos serán mayores para renovales de menores edades donde no se ha alcanzado el cierre de copas. Por ejemplo, Grosse (1987) reportó *IPA* en volumen de 12–16 m^3/ha/año para renovales sin intervención entre los 28 y 47 años de edad. El rango de *IPA* en volumen en el presente estudio oscila entre 3,6 a 18,1 m^3/ha/año. El valor superior del rango es congruente con lo reportado por Grosse, demostrando que existen periodos donde los renovales eran más jóvenes y crecían a una mayor tasa. En el estudio de Rocuant (1969) se reportó un *IPA* muy inferior para renovales de roble-raulí en Nahuelbuta con edades entre 30 y 40 años, de 5,8 m^3/ha/año. Sin embargo, el valor reportado por Rocuant es basado en una sola unidad muestral.

La mortalidad natural es un proceso clave para entender la dinámica de los bosques. A pesar de esto, la mortalidad de los bosques de roble-raulí-coigue es

un aspecto muy poco estudiado. No tan sólo la mortalidad como tal, es decir, el proceso dinámico sino que también es muy poca la información existente sobre árboles muertos en pie, ya que es una variable que no se ha registrado normalmente en los bosques naturales chilenos, salvo en algunos estudios (Salas *et al*. 2006). Tan sólo Rodriguez (1993) describió la mortalidad de renovales, pero esto fue restringido a un sólo ensayo de raleo. Como se observa en el cuadro 4.1, la mortalidad en bosques secundarios es mayor para los *Nothofagus* que para las otras especies distintas a *Nothofagus*. Esto se debe a que los *Nothofagus* son especies pioneras, y que en la etapa de desarrollo actual (la mayoría siendo bosques hoy de entre 60 y 80 años) los individuos suprimidos de este género no son capaces de sobrevivir.

En el presente estudio se ha calculado la mortalidad en términos de diferentes variables que no tan sólo representan su densidad, sino que también ayudan a expresar la producción de materia, como lo son el área basal y el volumen (cuadro 4.1). La disminución bruta en volumen, es decir, el volumen que tenían los árboles que murieron en el período, es en promedio equivalente a 3,3 m^3/ha/año. Si sumamos esta disminución bruta al *IPA* en volumen de los árboles vivos (8,5 m^3/ha/año), se obtiene un incremento bruto de 11,8 m^3/ha/año.

El reclutamiento de especies en bosques naturales chilenos es también un proceso ecológico poco estudiado, y menos aún se ha cuantificado en detalle. El reclutamiento de especies en estos renovales es claramente dominado por especies tolerantes y semitolerantes, p. ej. laurel (*Laurelia sempervirens*), lingue (*Persea lingue*), olivillo (*Aextoxicon punctatum*), a una tasa de 20,7 arb/ha/año. Es importante destacar que este valor sólo representa a individuos que poseen un $d \geq 5$ cm, y no considera a la regeneración de plántulas y brinzales. El reclutamiento medio de *Nothofagus* en estos bosques es mínimo y sin un mayor éxito futuro de desarrollo debido a que el dosel del bosque se encuentra muy cerrado y el piso del bosque no cuenta con suelo mineral descubierto. Los pocos individuos de *Nothofagus* en condición de reclutamiento corresponden a individuos que se han establecido producto de la germinación de semillas sobre troncos (especialmente de coigue) o bien algún rebrote de tocón aislado de roble o raulí.

Estructura diamétrica temporal. La estructura de tamaños de los bosques es fácilmente representada mediante la distribución diamétrica. Es conocido que los bosques secundarios, debido a su estructura coetánea, poseen distribuciones semejantes a la descrita por la función de probabilidades de Gauss o curva Normal (Daniel *et al*. 1979). La variación de la forma en la distribución diamétrica en el tiempo es clave para entender la dinámica de los bosques. Puente *et al*. (1979) al emplear parcelas de muestreo temporales y registro de tarugos de incremento en éstas, mostró las distribuciones diamétricas medias de renovales entre los 30 y 50 años. En el presente trabajo, avanzamos en representar la estructura diamétrica de renovales sin intervención de raulí hasta los 70 años de edad, en base a siete parcelas de 2000 m^2 del ensayo de raleo establecido por Puente *et al*. (1981). La distribución diamétrica varía desde una forma de tipo exponencial negativa (J-inversa), pero con una pequeña amplitud hacia una distribución normal asimétrica a los 70 años (primera fila de la figura 4.6).

Al estudiar la variación de la estructura diamétrica segregada por grupos de especies (segunda fila de la figura 4.6), los *Nothofagus*, muestran claramente el fuerte proceso de selección natural (producto de la competencia), la que se mantiene en el tiempo, pero a menores tasas. Se parte con distribuciones de J-inversa (pero con diámetros máximos menores a 20 cm), incluso a los 30 años, la cual paulatinamente va desplazándose hacia distribuciones de tipo Gaussiana con cierto nivel de asimetría (entre los 40 y 60), hasta distribuciones del mismo tipo, pero más extendidas (en sus diámetros) a los 70 años. Por otra parte, se ve como el grupo de otras especies, las cuales corresponden a especies semitolerantes y tolerantes, va también aumentando su participación en las clases de tamaño mayores a medida que transcurre el tiempo.

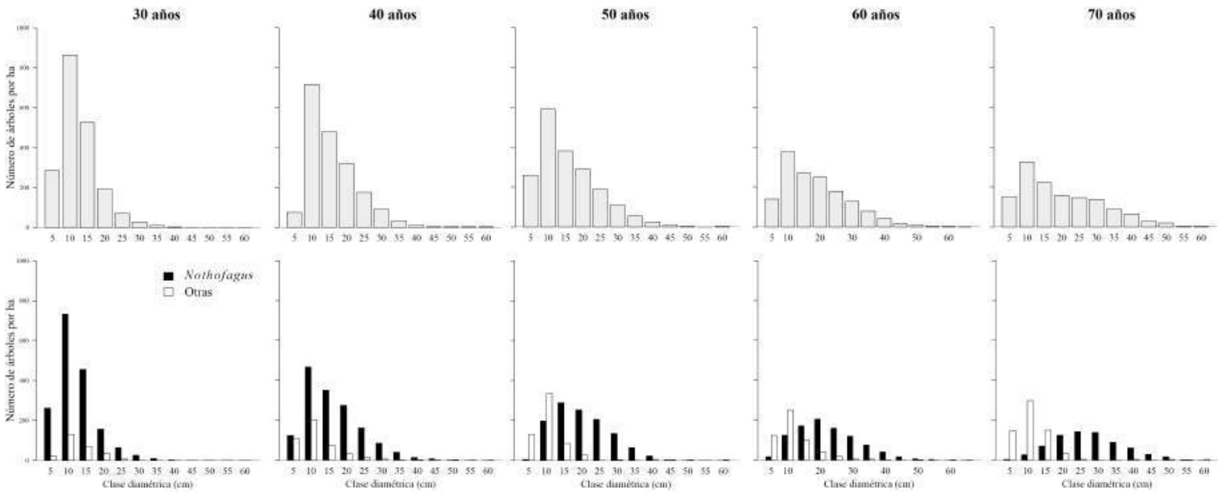


Figura 4.6 Variación temporal de la distribución diamétrica en renovales de roble-raulí-coigue a diferentes edades. La primera fila de la figura considera a todas las especies, mientras que la segunda fila segrega la distribución por grupos de especies (i. e. *Nothofagus* y otras distintas a *Nothofagus*). Las distribuciones medias se calcularon en función de tres unidades de muestreo (de 2.000 m^2 de superficie) remedidas a diferentes edades en renovales de raulí-roble en Jauja (provincia de Malleco) y Casas Viejas (provincia de Cautín).

Patrones espaciales. Empleando una UMP de 1 ha establecida en un bosque secundario de 50 años de raulí en Curacautín (Marcoleta 2005), se estudiaron los patrones espaciales mediante el calculo de la función *g(r)*. Se observa claramente un patrón agrupado para todos los árboles (figura 4.7a). Este patrón fue descrito también por Martin (1994) para todas las especies en renovales de raulí. El patrón agrupado para raulí (figura 4.7b) se debe a la alta reproducción vegetativa que esta especie tiene, aunque el patrón es aún más fuerte para las otras especies (figura 4.7c). Este mismo patrón se hace mucho mas intenso para los árboles muertos en pie (figura 4.7d).

Bosques adultos

Variables de estado. La información de bosque adulto proviene de siete unidades de muestreo permanente (seis de 1.000 m^2 y una de 1 ha) establecidas en Rucamanque (provincia de Cautín). Este es un bosque remanente original de los bosques del tipo forestal de roble-raulí-coigue (Salas *et al*. 2006). La dinámica de este tipo de bosques ha sido descrito en Veblen *et al*. (1979, 1980) y Donoso (1995). Estos bosques presentan muy pocos individuos de *Nothofagus*, (en Rucamanque es sólo roble), siendo éstos los árboles con mayores diámetros y alturas. Las variables de estado de las UMPs en los bosques muestreados poseen valores medianos de 410 árb/ha en densidad, 91 m^2/ha de área basal, 51 cm de d_g y 1.020 m^3/ha de volumen (figura 4.8). La variabilidad, evaluada mediante el rango intercuartílico (figura 4.8), de estas variables es entre: 380-646 árb/ha; 83–95 m^2/ha; 46–56 cm; y 885–1.140 m^3/ha en densidad, área basal, diámetro medio y volumen, respectivamente.

Crecimiento. No existen antecedentes sobre crecimiento en bosques adultos, salvo los antecedentes de crecimiento individual en diámetro para algunos árboles dados por Neumann (2001). Menos aún existen antecedentes sobre mortalidad y reclutamiento de estos bosques. Empleando información proveniente de siete UMPs remedidas en un periodo de nueve años, se reportan valores de incremento, mortalidad, y reclutamiento (cuadro 4.2). Como se observa en dicho cuadro, la mortalidad en bosques adultos es principalmente para las otras especies,

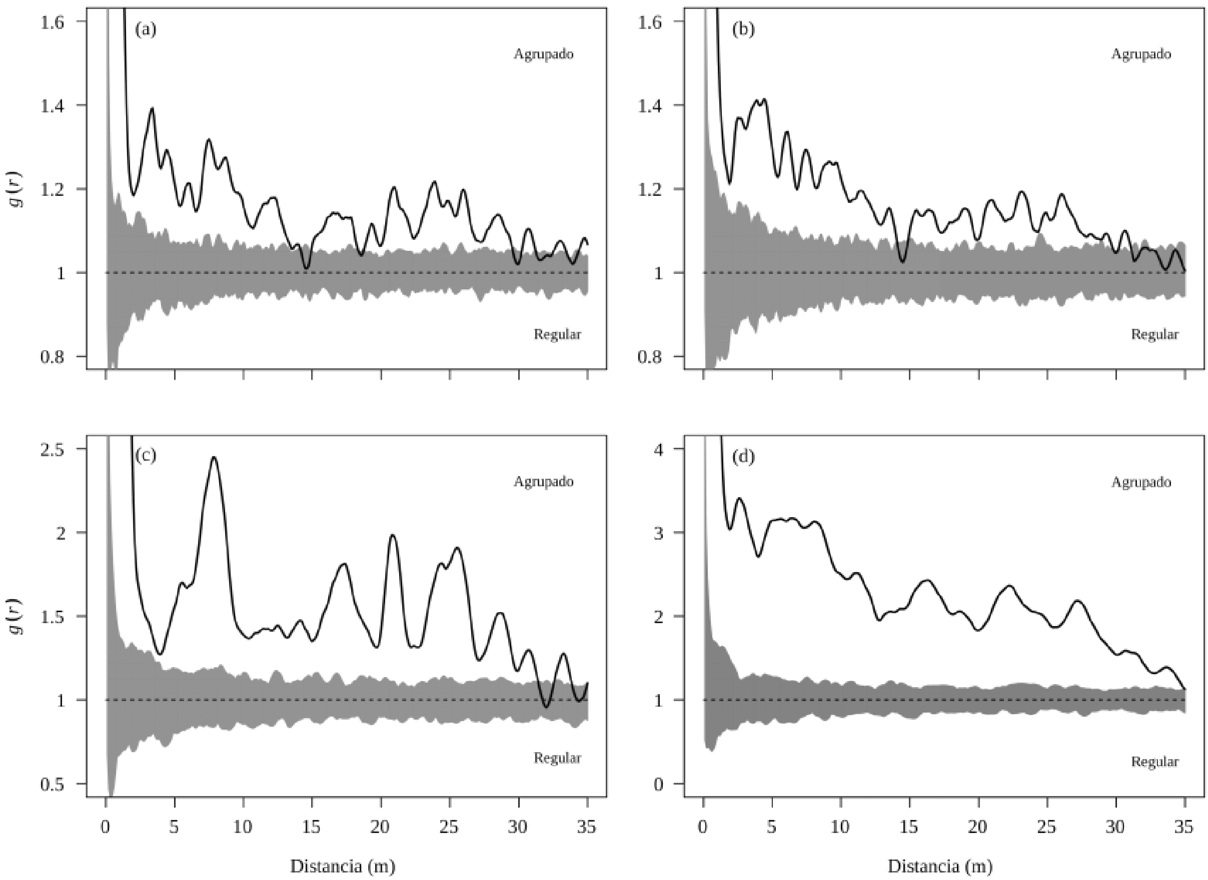


Figura 4.7 Patrones de distribución espacial de árboles en un bosque secundario de raulí de 50 años en Curacautín (provincia de Malleco). La unidad de muestreo permanente empleada es de 1 ha de superficie. La línea continua representa al valor estimado por la función g(r) y la línea segmentada representa un patrón espacial completamente aleatorio. La región sombreada corresponde al intervalo confidencial al 95 % para un patrón aleatorio. En la figura, (a) corresponde a todas las especies, (b) raulí, (c) otras especies distintas a *Nothofagus,* y (d) árboles muertos en pie.

Cuadro 4.2 Valores medios para el crecimiento de bosques adultos de roble-olivillo-ulmo en Rucamanque (provincia de Cautín). Se presenta las tasas de incremento y mortalidad periódica anual de algunas variables estado de rodal, así como también el reclutamiento. Siete unidades muestrales permanentes fueron utilizadas para confeccionar este cuadro, y los bosques muestreados son sin intervención aparente.

	Incremento			Mortalidad			Reclutamiento
	Densidad	Área basal	Volumen	Densidad	Área basal	Volumen	Densidad
Especies	(árb/ha/año)	(m^2/ha/año)	(m^3/ha/año)	(árb/ha/año)	(m^2/ha/año)	(m^3/ha/año)	(árb/ha/año)
Nothofagus	-0,1	0,02	0,2	0,1	0,03	0,4	0,0
Otras	-0,8	-0,28	-3,9	3,9	0,60	6,6	3,1
Todas	-0,9	-0,26	-3,7	4,0	0,63	7,0	3,1

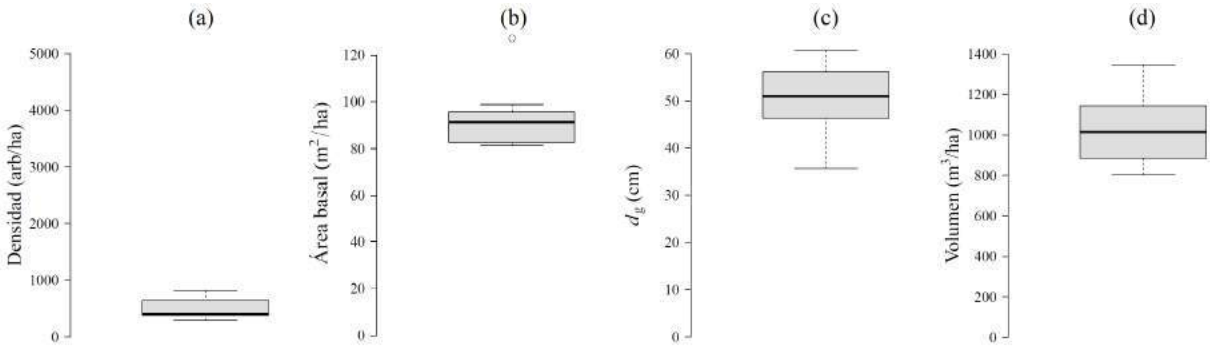


Figura 4.8 Distribución de las variables de estado: (a) densidad, (b) área basal, (c) diámetro del árbol de área basal media, simbolizado por d_g, y (d) volumen, para los bosques adultos de roble-olivillo-ulmo obtenidas de siete unidades de muestreo permanente.

mientras que el reclutamiento de los *Nothofagus* es prácticamente cero. Esto se debe a que roble es una especie intolerante a la sombra, incapaz de establecerse en las condiciones del sotobosque de bosques adultos.

Estructura diamétrica temporal. La estructura de tamaños de los bosques adultos ha sido fuente de muchas investigaciones y descrito desde los trabajos pioneros de De Liocourt (1898) y Meyer (1952) que fundamentan la silvicultura de tipo multietánea (O'Hara 2014). La variación temporal de la forma en la distribución diamétrica en el tiempo no ha sido descrita para bosques adultos chilenos. En el periodo de observación, la distribución diamétrica presenta una variación bastante sutil, con un cambio en la menor clase diamétrica, pero claramente con una distribución de tipo J-inversa, con una gran amplitud diamétrica alcanzando hasta *d* de 160 cm (figura 4.9).

Al estudiar la variación de la estructura diamétrica segregado por grupos de especies (segunda fila de la figura 4.9), se observa que *Nothofagus*, muestra claramente una distribución de tamaños totalmente desplazada hacia los mayores diámetros y bastante aplanada, con una densidad total de unos 20-30 árb/ha. Las otras especies, sobretodo olivillo y *Laureliopsis philippiana* (tepa), tienen una distribución de tipo exponencial negativa. La variación en casi una década de la estructura de diámetros muestra sólo pequeños cambios en algunas clases diamétricas, pero de muy baja magnitud, demostrando la estabilidad sucesional de estos bosques.

Patrones espaciales. Análisis espaciales de especies arbóreas de bosques adultos han sido reportados en Salas *et al*. (2006), sin embargo, ningún estudio ha descrito la variación de los patrones espaciales en el tiempo. A pesar del corto periodo de tiempo disponible para el bosque adulto, se puede observar un cambio en los patrones espaciales de estos ecosistemas (figura 10). Todas las especies en conjunto, al inicio del período (año 2003), presentan una distribución agrupada a distancias de entre 2-25 metros, mientras que para el 2012 la agregación espacial de los árboles disminuye, ocurriendo en distancias entre 2-15 metros (figura 10a,e). En forma similar, las especies diferentes a *Nothofagus*, esto es las "otras especies" (figura 10c,g), presentan la misma distribución espacial señalada anteriormente. Algo distinto ocurre al considerar sólo a roble (figura 10b,f), que presenta una distribución completamente al azar para el 2003 y para 2012. No obstante, la poca cantidad de observaciones de este grupo, hace que los intervalos confidenciales sean muy amplios, siendo difícil poder discriminar de un patrón aleatorio. Los árboles muertos en pie también presentan una distribución al azar para el periodo de tiempo analizado (figura 10d,h).

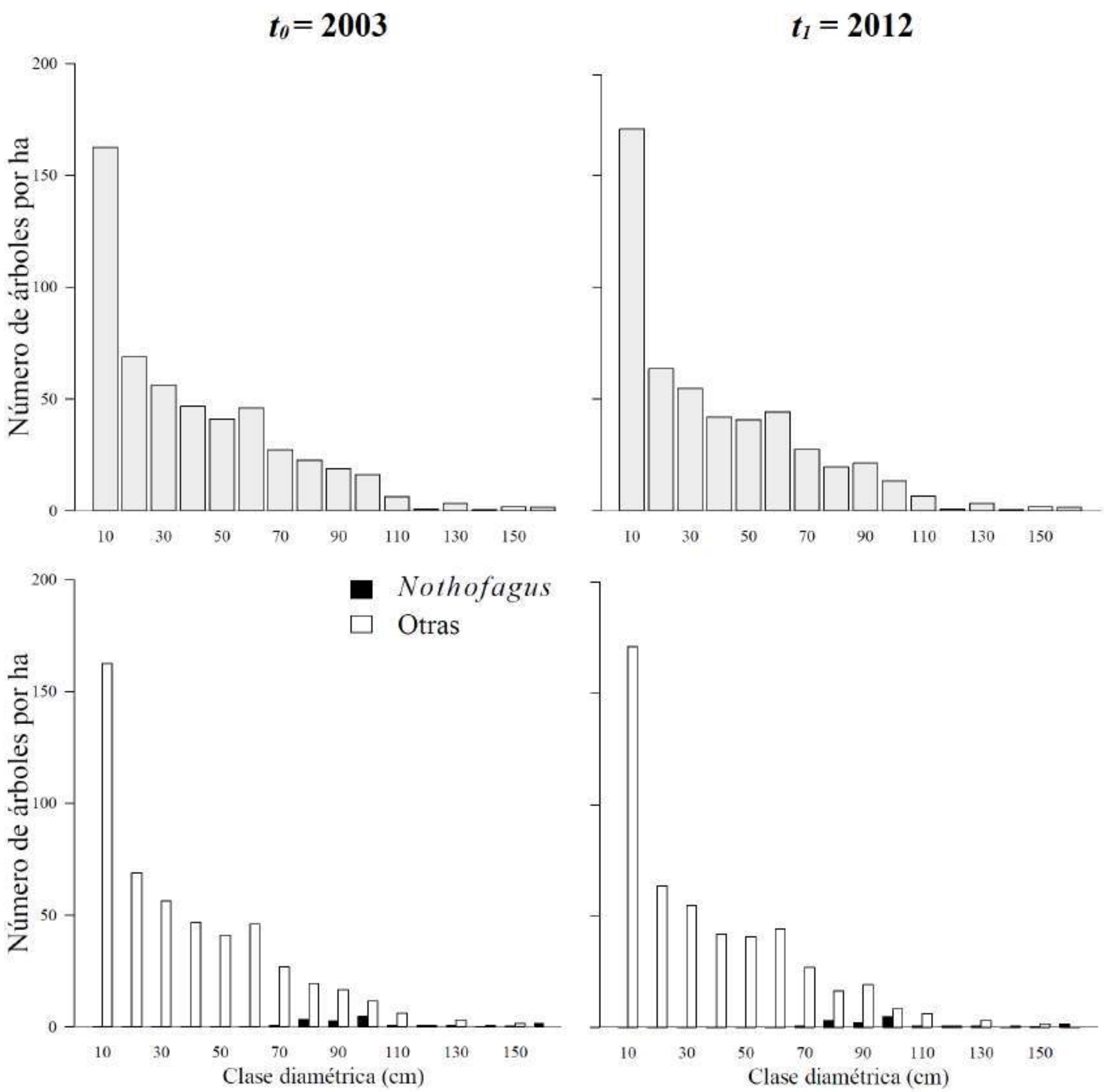


Figura 4.9 Variación temporal de la distribución diamétrica en bosques adultos de roble-olivillo-ulmo. La primera fila de la figura considera a todas las especies, mientras que la segunda fila segrega la distribución por grupos de especies (*Nothofagus* y otras). Las distribuciones medias se calcularon empleando siete unidades de muestreo medidas en dos ocasiones en Rucamanque (provincia de Cautín).

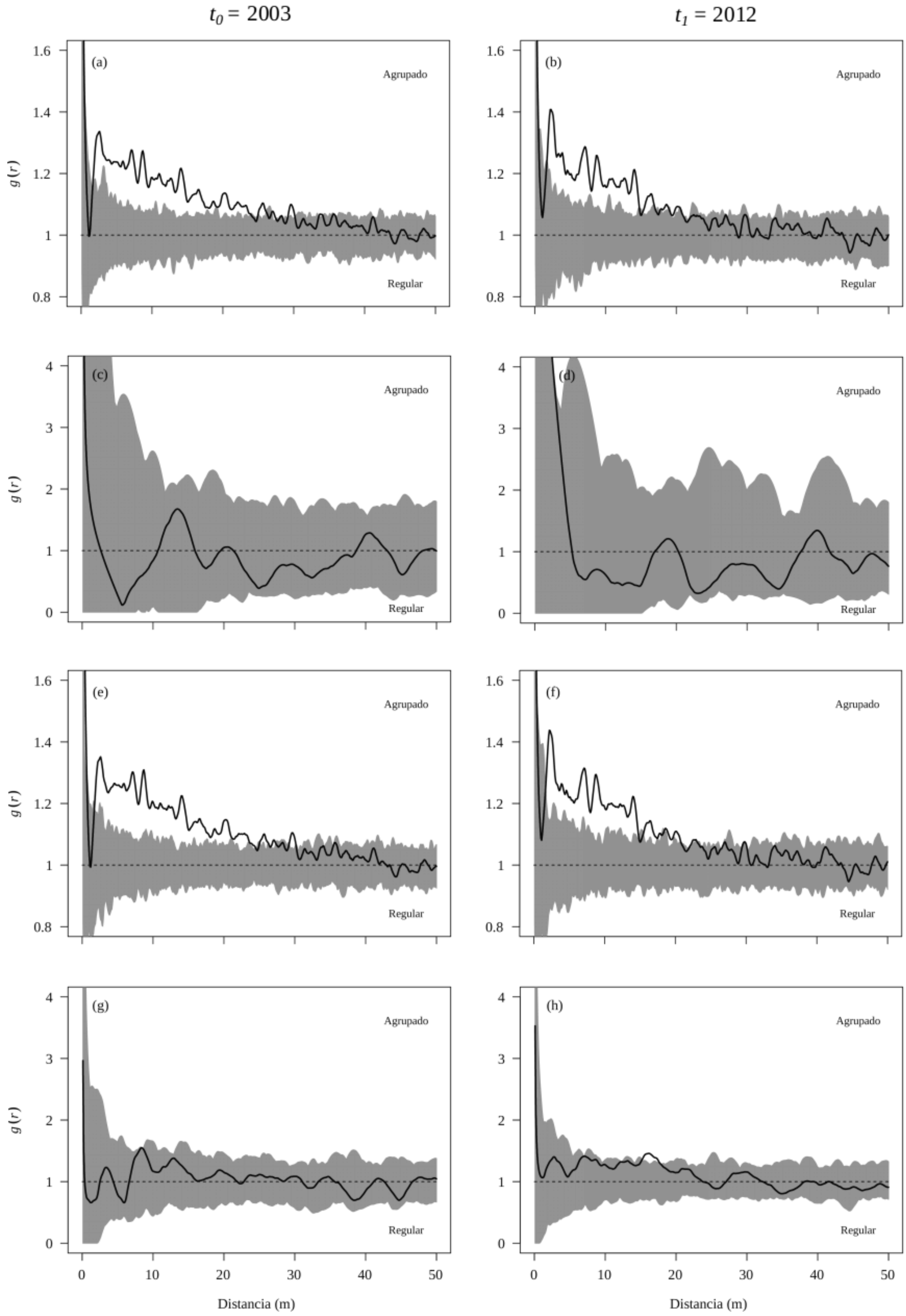


Figura 4.10 Patrones de distribución espacial de árboles en un bosque adulto de roble-olivillo-ulmo en Rucamanque (Provincia de Cautín). La unidad de muestreo de referencia es de 1 ha de superficie (Salas *et al*. 2006). La línea continua representa al valor estimado por la función g(r) y la línea segmentada representa un patrón espacial completamente aleatorio. La región sombreada corresponde al intervalo confidencial al 95 % para un patrón aleatorio. En la figura: (a) y (b) corresponde a todas las especies; (c) y (d) roble; (e) y (f) otras especies; y (g) y (h) árboles muertos en pie, para los años 2003 y 2012.

Conclusiones y comentarios finales

En el presente capítulo se han revisado cuantitativamente una serie de variables asociadas al crecimiento de bosques secundarios y adultos de *Nothofagus* en el centro-sur de Chile – variables de estado, estructura diamétrica, crecimiento (i. e. incremento, reclutamiento y mortalidad), y el patrón de distribución espacial. Si bien existen diversos estudios sobre la dinámica de los bosques de roble-raulí-coigue, todos ellos asumen y emplean estudios del tipo cronosecuencia, donde se reemplaza el espacio por el tiempo (Johnson y Miyanishi 2008). Sin embargo, este supuesto no es tan válido en ecosistemas forestales, donde existen muchos factores que interactúan simultáneamente influenciando la estructura y composición de los bosques (Norden *et al*. 2015). Es por esto, que es vital poder describir la dinámica del bosque a partir de mediciones temporales en las mismas unidades muestrales, y así evaluar directamente el cambio y variación del ecosistema. Un hito relevante de destacar es que el presente estudio muestra una evaluación cuantitativa en base a unidades de muestreo permanente, aportando importantes antecedentes de la dinámica de los bosques de *Nothofagus* en Chile. Además, esto sirve de base para su uso en tomas de decisiones silvícolas, manejo y conservación.

Como es de esperar, existen diferencias marcadas en el crecimiento de renovales versus bosque adulto, destacándose mayores tasas de crecimiento en renovales. Por ejemplo, la estructura diamétrica de los árboles de *Nothofagus* muestra claramente el fuerte proceso de selección natural (competencia), la cual se mantiene en el tiempo y que se inicia con distribuciones de tipo exponencial negativa con una baja amplitud diamétrica y que se mantiene incluso a los 40 años, hasta alcanzar distribuciones que se asemejan a una distribución Gaussiana aplanada, o extendida, a los 70 años.

Interesante es destacar que a pesar del corto periodo de remedición disponible en nuestra investigación (i. e. 9 años), los bosques adultos presentan un alto dinamismo en cuanto a su distribución espacial, reclutamiento y mortalidad. Por ejemplo, al evaluar el patrón espacial del bosque adulto para todas las especies en conjunto, se tiene que los árboles en el año 2003 presentaron una distribución agrupada entre distancias de 2-25 metros, mientras que para el 2012 la agregación espacial de los árboles disminuye, ocurriendo en distancias entre 2-15 metros. Estos datos, sumados a toda la información entregada en el presente capítulo reafirma la necesidad de seguir monitoreando las UMP ubicada en este tipo de bosques para seguir evaluado su dinámica y motivar la implementación de UMPs en otros tipos de bosques, integrando además un mayor trabajo colaborativo.

Es relevante destacar el alto potencial productivo que tienen los bosques nativos del centro-sur de Chile cuando son manejados adecuadamente. Así, este trabajo resalta el alto incremento en volumen y reclutamiento de los bosques de roble-raulí-coigue, incluso sin manejo silvícola. A esto se agrega la existencia de estudios sobre el efecto de tratamientos silviculturales en plantaciones de *Nothofagus* (p. ej. Donoso *et al*. 2009, 2013) que han demostrado tasas de crecimiento comparables a plantaciones forestales de especies exóticas en Chile y de similar rentabilidad económica (Cubbage *et al*. 2007, Donoso *et al*. 2015). Finalmente, es vital poder contar con estudios de largo plazo (Franklin 1989, Armesto 1990, Franklin y Swanson 2010), tanto en renovales como en bosques adultos para tener información confiable que permita estudiar su ecología y productividad, a fin de proveer herramientas de manejo para su uso sustentable.

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el proyecto FONDECYT Nº 1151495. No obstante, ha sido beneficiada de una serie de proyectos anteriores que contribuyeron a las mediciones y remediciones, dentro de los cuales destacan los proyectos: FIBN Nº 027/2016 (UFRO), CONAF/PNUD/FAO-CHI/76/003 (UACH); FONDEF Nº D97I1065 (UACH); FIBN Nº 068/2010 (UFRO); FONDECYT Nº 1110744 (UACH/UFRO) Así también quisiéramos agradecer a: Dra.

Alicia Ortega (UACH), Dr. Hans Grosse (INFOR), y Patricio Núñez (UFRO), por facilitar algunos datos empleados. AFR agradece a FONDECYT Nº 11150487 y la VRIP de la Universidad de La Frontera.

Referencias

Agren GI. 1981. Problems involved in modelling tree growth. In Linder S (ed.) Understanding and predicting tree growth, Studia Forestalia Suecica No. 160. Proc. SWECON Workshop, Uppsala, Sweeden. College of Forestry, Swedish University of Agricultural Sciences. p. 7–18.

Akca A, H Krammer. 1980. Leifanden für Dendrometrie und Bestandesinventur. Berlin, Germany. Verlag Frankfurt am Main. 281 p.

Armesto JJ. 1990. Estudios a largo plazo: una prioridad para la investigación ecológica de hoy. *Revista. Chilena de Historia Natural* 63:7–9.

Armesto JJ, JF Franklin, MK Arroyo, C Smith-Ramírez. 1999. El sistema de cosecha con "retención variable": una alternativa de manejo para conciliar los objetivos de conservación y producción en los bosques nativos chilenos. In Donoso C, A Lara eds. Silvicultura de bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 69–94.

Baddeley A, R Turner. 2005. spatstat: An R package for analyzing spatial point patterns. *Journal of Statistical Software* 12(6):1–42.

Baker FS. 1950. Principles of Silviculture. New York, USA. McGraw-Hill. 414 p.

Beetson T, M Nester, J Vanclay. 1992. Enhancing a permanent sample plot system in natural forests. *The Statistician* 41(5):525–538.

Bruce D. 1981. Consistent height-growth and growth-rate estimates for remeasured plots. *Forest Science* 27(4):711–725.

Campbell JT. 1885. Age of forest trees. *The American Naturalist* 19(9):838–844.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2013. Por un Chile forestal sustentable. Santiago, Chile. 83 p.

Cubbage F, PM Donagh, JS Junior, R Rubilar, P Donoso, A Ferreira, V Hoeflich, VM Olmos, G Ferreira, G Balmelli, J Siry, MN Báez, J Alvarez. 2007. Timber investment returns for selected plantation and native forests in South America and the southern United States. *New Forests* 33(3):237–255.

Daniel TW, JA Helms, FS Baker. 1979. Principles of Silviculture. 2nd edition. New York, USA. McGraw-Hill. 500 p.

De Camino R, B Smith, M Benavides, J Rodas. 1974. Los renovales del bosque nativo como recurso forestal. antecedentes para la discusión del problema. In Charlas y Conferencias No. 2, Instituto de Manejo y Economía Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. p. 25–39.

De Liocourt F. 1898. De l'amenagement des sapinieres. Bulletin trimestriel, Societé forestiere de Franche-Comté et Belfort. Pp: 396–409, (in French, Translated by M. Nygren in 2001, School of Natural Resources, University of Missouri-Columbia).

Donoso C. 1995. Bosques templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. 3rd edition. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 484 p.

Donoso C. 2006. ¿Qué pasa con el manejo de los bosques nativos? *Chile Forestal* 324:23.

Donoso P, C Donoso, V Sandoval. 1993a. Proposición de zonas de crecimiento de renovales de roble (*Nothofagus obliqua*) y raulí (*Nothofagus alpina*) en su rango de distribución natural. Bosque 14(2):37–55.

Donoso P, T Monfil, L Otero, V Barraces. 1993b. Estudio de crecimiento de plantaciones y renovales manejados de especies nativas en el área andina de las provincias de Cautín y Valdivia. *Ciencia e Investigación Forestal* 7(2):253–288.

Donoso PJ, C Cabezas, A Lavanderos, C Donoso. 1999. Estudio comparativo de la estructura y crecimiento de renovales de coihue (*Nothofagus dombeyi*) en la precordillera de la Costa y de los Andes de la provincia de Valdivia. *Bosque* 20(2):9–23.

Donoso PJ, CH Lusk. 2007. Differential effects of emergent *Nothofagus dombeyi* on growth and basal area of canopy species in an old-growth temperate rainforest. *Journal of Vegetation Science* 18(5):675–684.

Donoso PJ, C Navarro, DP Soto, V Gerding, O Thiers, J Pinares, B Escobar, MJ Sanhueza. 2015. Manual de plantaciones de raulí (*Nothofagus alpina*) y coihue (*Nothofagus dombeyi*) en Chile. Temuco, Chile, 203 p.

Donoso PJ, DP Soto, RE Coopman, S Rodriguez-Bertos. 2013. Early performance of planted *Nothofagus dombeyi* and N*othofagus nervosa* in response to light availability and gap size in a high-graded forest in the south-central Andes of Chile. *Bosque* 33(1):23–32.

Donoso PJ, DP Soto, JE Schlatter, CA Buchner. 2009. Effects of early fertilization on the performance of planted *Nothofagus dombeyi* in coastal Range of south-central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 36(3):459–469.

Drake F, P Emanuelli, E Acuña. 2003. Compendio de funciones dendrométricas del bosque nativo. Santiago, Chile. Universidad de Concepción y Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo (CONAF-KfW-DED-GTZ). 196 p.

Echeverría C, A Lara. 2004. Growth patterns of secondary *Nothofagus obliqua–N. alpina* forests in southern Chile. *Forest Ecology and Management* 195:29–43.

Ek AR, RA Monserud. 1975. Methodology for modeling forest stand dynamics. Department of Forestry, University of Wisconsin–Madison, Staff Paper Series No. 2. Madison, WI, USA. 30 p.

Franklin JF. 1989. Importance and justification of long-term studies in ecology, p. 3–19. Springer-Verlag, New York.

Franklin JF, HH Shugart, ME Harmon. 1987. Tree death as an ecological process. *BioScience* 37(8):550–556.

Franklin JF, ME Swanson. 2010. Long-term ecological research in the forests of the United States: Key lessons for its application in Chile and around the world. *Rev. Chilena de Historia Natural* 83:185–194.

Franklin P. 1944. Methods of Advanced Calculus. New York, USA. McGraw Hill Book Company, Inc. 486 p.

Grosse H. 1987. Desarrollo de renovales de raulí raleados. *Ciencia e Investigación Forestal* 1(2):31–43.

Grosse H. 1989. Renovales de raulí, roble, coigue y tepa, expectativas de rendimiento. *Ciencia e Investigación Forestal* 3(6):37–72.

Grosse H, M Pincheira, I Quiroz. 1998. Renovales de raulí y roble en el sur de Chile. In Primer Congreso Latinoamericano IUFRO.

Grosse H, I Quiroz. 1999. Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de roble, raulÍ y coigue en la región centro-sur de Chile. In Donoso C, A Lara eds. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 95–125.

Johnson EA, K Miyanishi. 2008. Testing the assumptions of chronosequences in succession. *Ecology Letters* 11(5):419–431.

Lara A, C Echverría, C Donoso. 2000. Guía de Ensayos Silviculturales Permanentes en los Bosques Nativos de Chile. Santiago, Chile. LOM Ediciones. 244 p.

Lara A, C Little, C Donoso, C Moreno. 2010. Investigación de largo plazo en Chile. *Rev. Chilena de Historia Natural* 83:617–618.

Marcoleta A. 2005. Evaluación del método de muestreo centrado en el árbol futuro mediante simulación computacional en un renoval de *Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl.) Oerst. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 49 p.

Martin M. 1994. Análisis espacial en renovales de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb) (Oerst)) y raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp et Endl)). *Ciencia e Investigación Forestal* 8(2):277–300.

McGinnies WG. 1963. Dendrocronology. *Journal of Forestry* 61(1):5–11.

Meyer HA. 1952. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. *Journal of Forestry* 50(2):85–92.

Monserud RA. 1986. Time-series analyses of tree-ring chronologies. *Forest Science* 32(2):349–372.

Neumann R. 2001. Análisis de estructura y dinámica de un bosque remanente original de Roble-Laurel-Lingue, en el fundo San Julián, comuna de Panguipulli, X Región. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 103 p.

Norden N, HA Angarita, F Bongers, M Martínez-Ramos, In Granzow-de la Cerda, M van Breugel, E Lebrija-Trejos, JA Meave, J Vandermeer, GB Williamson, B Finegan, R Mesquita, RL Chazdon. 2015. Successional dynamics in neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(26):8013–8018.

Núñez P, P Real, R Grez, V Sandoval, K Krause. 1992. Proyecto diagnóstico y caracterización del estado actual y proposiciones de metodologías para evaluar el bosque nativo de la empresa Soc. Forestal Millalemu S.A. (Etapa II: Proposiciones y evaluaciones de intervenciones silvícolas). Informe de convenio No. 207, Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Valdivia, Chile. 150 p.

Odin H. 1972. Studies of the increment rhythm of Scots pine and Norway spruce plants. Royal College of Forestry, Swedish University of Agricultural Sciences, Studia Forestalia Suecica No. 97. Stockholm, Sweden. 32 p.

O'Hara K. 2014. Multiaged Silviculture: Managing for Complex Forest Stand Structures. New York, USA. Oxford University Press. 213 p.

Pincheira M. 1993. Evaluación de raleos aplicados en un renoval de raulí (*Nothofagus alpina*) y roble (*Nothofagus obliqua*) ubicado en el fundo Jauja, provincia de Malleco, IX región. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 68 p.

Puente M. 1979. Control de raleos en renovales de Raulí. (INFORSA). Informe convenio No. 4, Universidad Austral de Chile, Facultad de Ingeniería Forestal, Valdivia, Chile. 38 p.

Puente M, C Donoso, R Peñaloza, E Morales. 1979. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de raulí (*Nothofagus alpina*) y roble (*Nothofagus obliqua*). Etapa I: Identificación y caracterización de renovales de raulí y roble. Informe de convenio No. 5, Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/76/003, Santiago, Chile. 88 p.

Puente M, R Peñaloza, C Donoso, R Paredes, P Núñez, E Morales, O Engdahl. 1981. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de raulí (*Nothofagus*

alpina) y roble (*Nothofagus obliqua*). Etapa II: Instalación de ensayos de raleo. Documento de trabajo No. 41, Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/76/003, Santiago, Chile. 63 p.

R Development Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org.

Ripley BD. 1976. The second-order analysis of stationary processes. *Journal of Applied Probability* 13:255–266.

Rocuant L. 1969. Raleos en renovales de roble (*Nothofagus obliqua*) (mirb) y raulí (*Nothofagus alpina*) (Poepp. et Endl.) en la Cordillera de Nahuelbuta. Circular Informativa No. 26, Escuela de Agronomía, Universidad de Concepción, Chillán, Chile. 8 p.

Rodriguez C. 1993. Estimación de la mortalidad natural en los renovales de roble y raulí entre 20 y 50 años de edad. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 67 p.

Salas C. 2002. Ajuste y validación de ecuaciones de volumen para un relicto del bosque de roble-laurel-lingue. *Bosque* 23(2):81–92.

Salas C. 2011. Modelling tree height growth of *Nothofagus* forests in south-central Chile: Merging differential equations and mixed-effects models. Ph.D. Dissertation, Yale University, New Haven, CT, USA. 158 p.

Salas C. 2016. Manual de procedimientos para el establecimiento y remedición de unidades de muestreo permanente en bosques naturales. Informe Interno 1, Proyecto FONDECYT No. 1151495, Laboratorio de Biometría, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 17 p.

Salas C, PJ Donoso, R Vargas, CA Arriagada, R Pedraza, DP Soto. 2016. The forest sector in Chile: an overview and current challenges. *Journal of Forestr*y 114(5): 562–571.

Salas C, V LeMay, P Núñez, P Pacheco, A Espinosa. 2006. Spatial patterns in an old-growth *Nothofagus obliqua* forest in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 231(1-3):38–46.

Salas C, P Real. 2013. Biometría de los bosques naturales de Chile: estado del arte. In Donoso P, A Promis eds. Silvicultura en los bosques nativos: avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 109–151.

Seger SL, SD Harlow. 1987. Mathematical models from laws of growth to tools for biological analysis: Fifty years of growth. *Growth* 51:1–21.

Spurr SH. 1952. Forest Inventory. New York, USA. Ronald Press. 476 p.

Stoyan D, H Stoyan. 1996. Estimating pair correlation functions of planar cluster processes. *Biometrical Journal* 38(3):259–271.

Taras MA, HE Wadlgren. 1963. A comparison of increment core sampling for estimating tree specific gravity. USDA For. Serv. Res. Pap. SE-7, USA. 14 p.

Thiers O. 2004. Roble (*Nothofagus obliqua* [Mirb.] Oerst.) - sekundarwalder in zentral- und sudchile: Bestimmung der fur die bestandesproduktivitat wichtigen standortsfaktoren. Doctor rer. nat. dissertation, Albert-Ludwigs-Universitat Freiburg im Breisgau, Freiburg, Germany. 170 p.

van Laar A, A Akca. 2007. Forest Mensuration. Dordrecht, The Netherlands. Springer. 383 p.

van Mantgem PJ, NL Stephenson. 2004. Does coring contribute to tree mortality? *Canadian Journal of Forest Research* 34:2394–2398.

Veblen TT, DH Ashton, FM Schlegel. 1979. Tree regeneration strategies in a lowland *Nothofagus*-dominated forest in south-central Chile. *Journal of Biogeography* 6(4):329–340.

Veblen TT, FM Schlegel. 1982. Reseña ecológica de los bosques del sur de Chile. *Bosque* 4(2):73–115.

Veblen TT, FM Schlegel, B Escobar. 1980. Structure and dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in the Valdivian Andes, Chile. *Journal of Ecology* 68(1):1–31.

Vita A. 1974. Algunos antecedentes para la silvicultura del raulí. Boletín Técnico No. 28, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 17 p.

von Gadow K, G Hui. 1999. Modelling Forest Development. Gottingen, Germany. Cuvillier Verlag. 211 p.

Wadsworth RK. 1976. Aspectos ecológicos y crecimiento del raulí (*Nothofagus alpina*) y sus asociados en bosques de segundo crecimiento de las provincias de Bío-Bío, Malleco y Cautín–Chile. Boletín Técnico No. 37, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 47 p.

Wiegand T, KA Moloney. 2014. Handbook of Spatial Point-pattern Analysis in Ecology. Chapman and Hall/CRC. 538 p.

Yang RC, A Kozak, JH Smith. 1978. The potential of Weibull-type functions as flexible growth curves. *Canadian Journal of Forest Research* 8(2):424–431.

Zohrer F. 1987. Forstinventur. Hamburg und Berlin, Germany. Ein Leitfaden fur Studium und Praxis. Pareys Studientexte 26. Verlag Paul Parey. 207 p.

5 Opciones de manejo para bosques secundarios de acuerdo a objetivos de largo plazo y su aplicación en bosques templados del centro-sur de Chile

Long-term options for the management of secondary forests and applications in temperate forests of south-central Chile

Pablo J. Donoso*, Diego B. Ponce, Christian Salas-Eljatib

Resumen

Los bosques secundarios en Chile se conciben desde hace varias décadas como la mayor reserva de maderas nativas del país. Es en estos bosques donde se han realizado mayor cantidad de investigaciones silviculturales, fundamentalmente focalizadas en raleos, y en los que en general se ha carecido de una visión de largo plazo para el manejo (sistemas silviculturales). Estos bosques además constituyen la principal cubierta forestal en tierras bajas y medias en el centro-sur de Chile, donde los bosques adutos están casi ausentes. En el presente trabajo se describen para estos bosques secundarios las alternativas de manejo clásicas con sistemas silviculturales coetáneos y multietános, pero además aquellas de bosques de dos estratos y de silvicultura para restaurar atributos de bosques adultos. Se desarrollan estos escenarios para cada uno de dos tipos de bosques secundarios comunes en el centro-sur de Chile en distintos estados de desarrollo sucesional, uno mixto siempreverde (dominado por *Eucryphia cordifolia* (ulmo), *Drimys winteri* (canelo), *Dassyphyllum diacanthoides* (trevo), *Gevuina avellana* (avellano), y especies de la familia Mirtaceae) en estado de "exclusión fustal" y uno dominado por *Nothofagus dombeyi* (coihue) en estado de "reinicio del sotobosque". Finalmente se discute la aplicabilidad de estas opciones en esta región, con especial énfasis en los bosques del tipo forestal siempreverde al cual pertenecen los dos bosques secundarios analizados.

Palabras clave: bosques valdivianos lluviosos, manejo forestal de largo plazo, raleos de restauración, sistemas silviculturales.

Abstract

Second-growth forests in Chile have been considered as the greatest reserve of timber from native species in the country. It is in these forests where most research in silviculture has been conducted, especially regarding thinnings, although in general there has been no long-term vision for the management of these formations (silvicultural systems). In addition, these forests comprise the main forest cover in the lowlands and mid-altitude mountain regions of south-central Chile, where old-growth forests are nearly absent. In this work we describe the classical management alternatives for these second-growth forests, with even- and uneven-aged silvicultural systems, in addition to alternatives for two-layered forests and silviculture for the restoration of old-growth attributes. These scenarios are developed for each of two common types of second-growth forests in south-central Chile in different successional stages: a mixed-species evergreen forest dominated by *Eucryphia cordifolia* (ulmo), *Drimys winteri* (canelo), *Dassyphyllum diacanthoides* (trevo), *Gevuina avellana* (avellano), and several Mirtaceae species in the "stem exclusion" stage; and one dominated by *Nothofagus dombeyi* (coihue) in the "understory reinitiation" stage. Finally, we discuss the applicability of these options in this region, with a special emphasis on forests of the evergreen forest type, to which both second-growth forests belong.

Key words: *Eucryphia cordifolia*, Valdivian rainforests, restoration thinnings, long-term forest management.

Introducción

Los bosques secundarios corresponden a formaciones forestales generadas por perturbaciones (i.e., alteraciones antrópicas o naturales) que permiten la recolonización de los sitios afectados, por especies arbóreas principalmente pioneras y heliófitas, es decir intolerantes a la sombra (Chazdon 2014). En muchas regiones del mundo los bosques secundarios han comenzado a dominar el paisaje forestal como resultado de la recolonización de tierras agrícolas abandonadas, la explotación forestal o el fuego (FAO 2007). En general los bosques secundarios

* Autor de correspondencia: pdonoso@uach.cl.

tienen una estructura simple, de pocos estratos arbóreos debido a la colonización en pocos años de un área (bosques coetáneos). Siguiendo la clasificación propuesta por Oliver y Larson (1996) las fases de desarrollo de un bosque serían: 1) inicio rodal, 2) exclusión de fustes, 3) reinicio del sotobosque y 4) bosque adulto. Los bosques secundarios, en este contexto, estarían circunscritos a las dos primeras fases y la parte inicial de la tercera etapa, de reinicio del sotobosque. Cuando ya se observan varios estratos arbóreos en un bosque, de distintas especies, en un bosque que comienza a ser multietáneo, ya se deja de hacer referencia al bosque como secundario.

Los bosques secundarios constituyen una gran oportunidad para ayudar a satisfacer las múltiples demandas de la sociedad hacia los bosques, ya que al tratarse de bosques jóvenes, en sus etapas iniciales de la sucesión forestal, la silvicultura de estos bosques puede dirigir la composición, estructura y crecimiento en distintas trayectorias y hacia distintos objetivos. Los actuales bosques secundarios pueden ser los bosques adultos del futuro, multietáneos, multiespecíficos, con alta biodiversidad y almacenamiento de carbono, pero también pueden constituir la principal superficie para la generación de madera y fibra a partir de bosque naturales.

El entendimiento de las trayectorias potenciales de bosques regenerados naturalmente es esencial para manejar y restaurar bosques y para predecir los cambios en los tipos de bosques en un clima cambiante (Chazdon 2014). En el mosaico de ecosistemas y paisajes forestales (figura 5.1) los bosques secundarios han adquirido cada vez mayor importancia en algunas regiones del mundo. En regiones con menor impacto humano bosques primarios tienden a dominar en el paisaje, pero en regiones con mayor impacto humano los bosques secundarios pueden dominar el paisaje, por ejemplo en el centro-sur de Chile (37°- 44°S; CONAF 2014a, b, c), donde ocupan más de dos millones de hectáreas (cuadro 5.1).

La multiplicidad de servicios ecosistémicos que pueden ofrecer los bosques debería permitir que la sociedad, a través de propietarios privados, autoridades locales y otros actores relevantes del territorio, decida qué servicios deberían proveer los bosques entre las opciones de madera, biodiversidad, paisaje, agua, etc., entendiendo que en muchas situaciones es posible compatibilizar la provision simultánea de varios servicios en el territorio, e incluso en un mismo bosque (e.g. Donoso *et al*. 2014). En el caso de bosques secundarios éstos proveen valores ecológicos y servicios ecosistémicos que pueden ser muy distintos de aquellos provistos por bosques adultos, ya que se trata de bosques con alta densidad de árboles con pocas especies dominantes, y pobre diversidad estructural (generalmente con dosel monoestratificado; Rapp *et al.* 2002, Chazdon *et al*. 2009). Sin embargo, se pueden manejar los bosques secundarios para crear atributos de bosques adultos, y en consecuencia similares funciones y servicios (Bauhus *et al*. 2009), y ese puede ser un objetivo en ciertos territorios, especialmente aquellos con muy pocos bosques adultos.

En los últimos 150 años perturbaciones antropogénicas han moldeado en gran medida el paisaje del centro-sur de Chile. La llegada de colonos europeos y chilenos a la zona centro-sur, especialmente a partir de finales del siglo XIX, tuvo un fuerte impacto sobre la cobertura de los bosques de estas regiones (Donoso y Lara, 1995). Durante los primeros años de la colonización el fuego fue la principal técnica para abrir tierras para la agricultura y el ganado (Donoso y Lara 1995, Otero, 2006). Luego, empezando en los años 1920, el fuego y también el madereo continuaron degradando y destruyendo los bosques nativos adultos, generando en muchos casos grandes áreas que hoy cuentan con bosques secundarios. Como resultado, hubo grandes cambios en la estructura y composición de los bosques, tanto a nivel de rodales como de paisaje (Otero 2006).

Aparte de perturbaciones antrópicas que han determinado la generación de bosques secundarios, la dinámica natural de los bosques templados del cono sur de Sudamérica está determinada principalmente por la acción de agentes de perturbaciones alogénicas de gran escala. Incendios, deslizamientos



Figura 5.1 Paisaje forestal andino lacustre (lago Ranco, aproximadamente 40ºS) en que se observa al fondo la Cordillera de Los Andes y un mosaico de tipos de bosques, principalmente secundarios, de especies siempreverdes y caducas, en medio de los cuales hay terrenos abiertos para la agricultura o ganadería (foto de P. Donoso).

Cuadro 5.1 Superficie de bosque secundarios en el centro sur de Chile, por región, y principales tipos de bosque secundarioes según región (Fuente: CONAF 2014a, b, c).

Región	Rango Latitudinal (ºLat Sur)	Superficie (ha)	Tipos Forestales
Maule	36-37	288.799	Roble-Hualo
Bío-Bío	37-38	465.459	Coihue-Raulí-Tepa
Araucanía	38-39,5	444.724	Coihue-Raulí-Tepa
Los Ríos	39,5-41	262.727	Roble-Raulí-Coihue, Siempreverde, Coihue-Raulí-Tepa
Los Lagos	41-44	663.520	Siempreverde, Roble-Raulí-Coihue
Total		2.125.229	

de tierra, caída masiva de árboles por tormentas de viento, erupciones volcánicas, constituyen los principales agentes de perturbaciones naturales que eliminan el dosel arbóreo de los bosques y promueven la reiniciación de la sucesión (Veblen y Ashton 1978, Donoso 1993, Veblen *et al*. 1996). Luego de la acción de estos grandes agentes de perturbaciones diferentes especies arbóreas, principalmente pioneras, aunque a veces incluyendo algunas de mayor tolerancia a la sombra, rápidamente colonizan las áreas afectadas a través del modo de regeneración conocido como catastrófico (Veblen 1992).

La dinámica forestal en Chile sigue en gran medida los patrones descritos por Oliver y Larson (1996), donde las especies pioneras colonizan y dominan el rodal boscoso, modifican el ambiente y

permiten la llegada posterior de especies de sucesión más tardía que en el largo plazo dominarán el rodal, desplazando a las pioneras originales (Veblen 1985). Estos patrones y cambios en la fisonomía de los rodales son en gran medida el resultado de la autoecología de las especies, expresadas a través de sus diferentes ventajas competitivas luego de ocurridas las perturbaciones y de iniciada la sucesión secundaria. La fisonomía clásica de los bosques secundarios, en Chile conocidos también como renovales, es aquella que se expresa especialmente el la etapa de "Exclusión fustal". Sin embargo, como se señalara anteriormente, se consideran renovales a bosques donde continúa dominando un dosel superior de especies pioneras de larga vida, generalmente hasta los inicios de la etapa de Reiniciación del Sotobosque. La fisonomía de etapas más avanzadas de la sucesión forestal es aquella de bosques adultos de muchos estratos y dominancia de especies más tolerantes. Los bosques secundarios corresponden a las etapas de inicio de rosal y exclusión fustal, además de los inicios de la tercera, reiniciación del sotobosque, aunque dónde definir el límite en esta tercera etapa es subjetivo. Una alternativa es hacerlo mediante el diámetro medio cuadrático (DMC, o diámetro del árbol de área basal media) del bosque, como por ejemplo en las llamadas "Normas de Manejo de renovales de Roble, Raulí y Coihue" (Lara *et al*. 1998) que son válidas de usar hasta un DMC de 35 cm.

La etapa de exclusión fustal es generalmente más larga, ya que la competencia de copas entre árboles comienza tempranamente (fin de la etapa de inicio de rodal) y puede durar por mucho tiempo. Esta etapa se caracteriza por bosques densos, de pocas especies (aunque esto es relativo como se verá más adelante), de pobre estructura vertical, oscuros en su interior, prácticamente sin sotobosque ni regeneración de especies arbóreas, además de abundantes árboles muertos en pie debido a la alta competencia (Nyland 2002). Luego de esta etapa, cuando los árboles son más maduros y el cierre de copas es más lento, luego de las aperturas generadas por mortalidad de algunos individuos, se producen oportunidades para el establecimiento más exitoso del sotobosque, tanto de especies arbustivas como de especies forestales tolerantes a la sombra. Aquí ha empezado la etapa de reinicio de sotobosque y la estructura clásica de los bosques secundarios (exclusión fustal) comienza a desvanecerse gradualmente hacia una estructura y composición de bosque adulto.

El diseño de sistemas silviculturales que integran objetivos económicos y ecológicos en bosques naturales requiere de un entendimeinto profundo e integral de los patrones de desarrollo de los rodales forestales, incluyendo el rol de las perturbaciones, los legados biológicos, y la influencia de éstos en las respuestas ecológicas de las especies (Franklin *et al.* 2002). En consecuencia, un área de investigación importante a desarrollar corresponde al entendimiento de cómo las perturbaciones naturales afectan la estructura de los bosques y la composición de especies a distintas escalas espaciales y temporales (Oliver 1981, Spies y Turner 1999), y a partir de ahí cómo las propuestas silviculturales deben incluir la ecología y dinámica observada en bosques naturales (Long *et al.* 2004, Drever *et al*. 2006).

Muchos estudios se han desarrollado en la caracterización de bosques secundarios del centro sur de Chile, incluyendo aspectos de ecología, distribución, dinámica, silvicultura y crecimiento (Puente *et al*. 1980, Donoso *et al*. 1993, Donoso *et al*. 1999, Navarro *et al.* 1999, Grosse y Quiroz 1999, Lara *et al.* 1999, Gezan *et al.* 2007, Reyes *et al*. 2009). Estos estudios se han desarrollado especialmente en bosques secundarios dominados por *Nothofagus* entre las regiones del BíoBío y Los Ríos (37-40° S), aunque también hay algunos en bosques secundarios de otras especies, especialmente de *Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst. (canelo) en la región de Los Lagos (cuadro 5.1 y figura 5.2). Sin embargo, no existen estudios en Chile que discutan, con base empírica, distintos escenarios de sistemas silviculturales a aplicar en estos bosques secundarios, lo que implica evaluar en el largo plazo las trayectorias



Figura 5.2 Principales tipos de bosques secundarios en el centro sur de Chile, incluyendo los dos tipos estudiados en el presente trabajo. En orden de izquierda a derecha: Bosque mixto siempreverde, bosque de *Nothofagus dombeyi* (coihue), bosque de *N. obliqua* (roble) y bosque de *Drimys winteri* (canelo) (fotos P. Donoso).

alternativas de estructura, densidad y composición, y el crecimiento reultante, asociados a la aplicación de silvicultura en estos bosques. En este escenario el presente trabajo tiene como objetivo evaluar alternativas de sistemas silviculturales para bosques secundarios en el centro sur de Chile, incluyendo sistemas coetáneos y multietáneos. Para ello se hace el ejercicio teórico en dos tipos de bosques secundarios, uno dominado por *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. (coihue) en un estado de reiniciación del sotobosque, y otro dominado por una mezcla de especies siempreverdes en un estado de desarrollo de exclusión fustal.

Parte de la explicación de por qué los bosques nativos en la actualidad se degradan en Chile es por el desconocimiento de las alternativas de manejo en términos temporales y en asociación a los bienes y servicios que pueden generar estas distintas alternativas. Este trabajo busca aportar a revertir esta situación. Para ello en primer lugar se hace una comparación general de bosques secundarios y adultos evaluados en una misma localidad (Llancahue, 300-400 m de altitud en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos). En segundo lugar se señalan y describen las alternativas de manejo de bosques secundarios siguiendo opciones de sistemas silviculturales coetáneos o multietános. En tercer lugar se plantean estos escenarios para cada uno de los bosques secundarios. Finalmente se discute sobre la aplicabilidad de estas opciones en el centro-sur de Chile, con especial énfasis en los bosques del tipo forestal siempreverde.

Comparación de bosques adultos con bosques secundarios

Para planificar sistemas silviculturales, ya sea para bosques coetáneos como multietáneos, es fundamental conocer la autoecología de las especies y la composición, estructura y dinámica de los bosques a lo largo de la sucesión (Donoso 1989). En esta línea Ponce (2014) realizó un estudio comparando bosques en distintos estados sucesionales en el centro sur de Chile. En este estudio, que cubrió cuatro tipos de bosques secundarios (dos en estado de exclusion fustal y dos en estado de reinicio de la regeneración), uno en estado maduro y dos en estado de bosque adulto, luego de evaluar 19 variables de composición y estructura de bosques, determinó que ocho variables principalmente distinguen los bosques secundarios de los adultos. Estas variables corresponden a área basal total, área basal de árboles mayores a 80 cm, área basal de especies tolerantes a la sombra, densidad de árboles, volumen, volumen medio y altura de los árboles dominantes, y el Coeficiente de Gini (Lexerød y Eid 2006), un indicador de heterogeneidad estructural (figura 5.3).

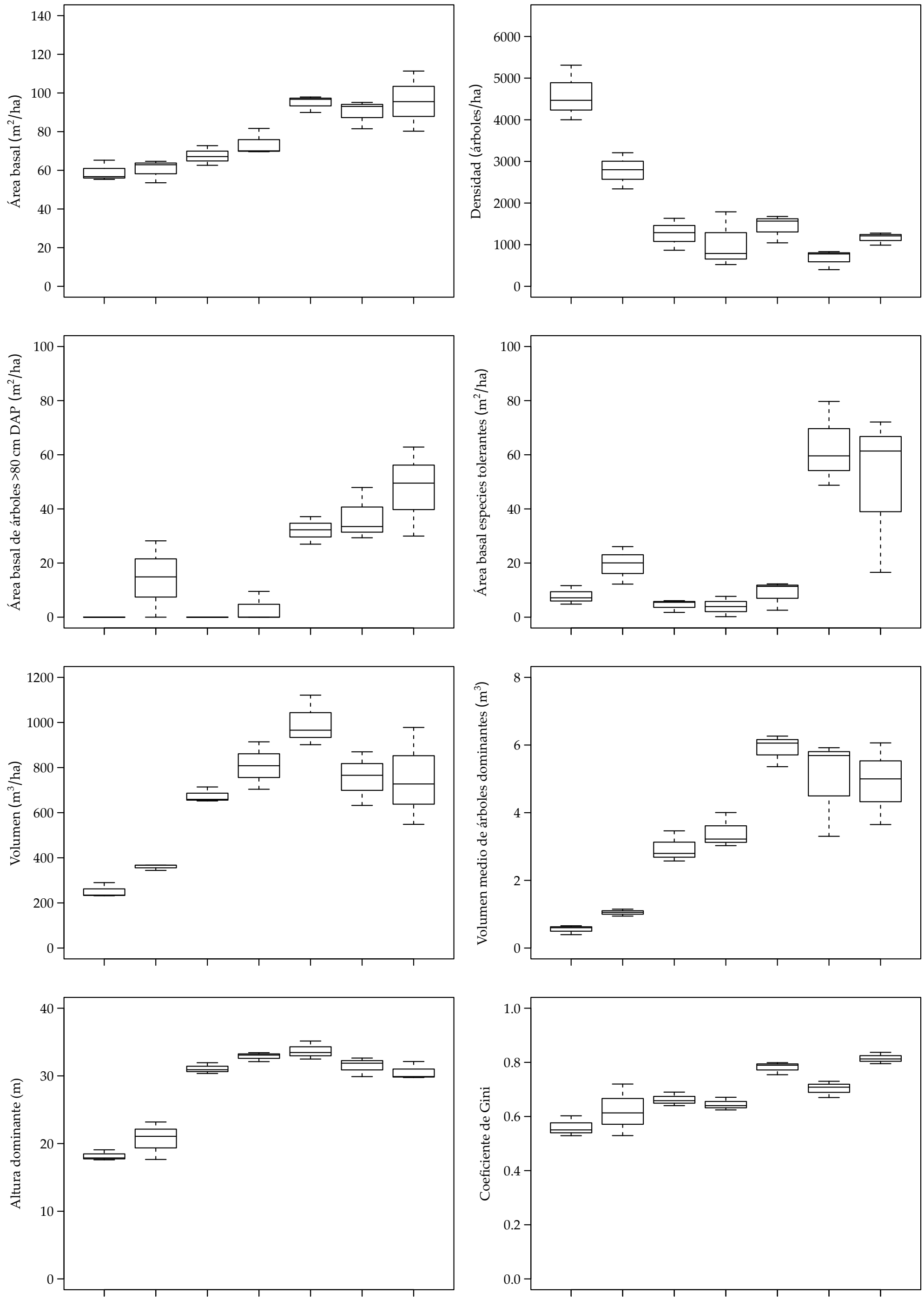


Figura 5.3 Variables de densidad en número de árboles y área basal por hectárea (a, b, c, d) y de estructura (e, f, g, h) que distinguen fuertemente a bosques secundarios y bosques adultos en el centro sur de Chile. Bs se refiere a bosque secundario, Ba a bosque adulto. Msv es mixto siempreverde, Dw *Drimys winteri*, Nd *Nothofagus dombeyi*, No *Nothofagus obliqua*, Sv siempreverde.

De los siete bosques mostrados en la figura 5.3, para efectos de este trabajo se escogieron tres como referencia: el bosque secundario mixto siempreverde (BsMsv), el bosque secundario dominado por *N. dombeyi* (BsNd) y el bosque adulto mixto siempreverde (BaSv), en adelante denominados latizal siempreverde, fustal de coihue y bosque adulto. Esta nomeclatura de latizal y fustal se usa comúnmente en Chile, y se refiere a diferentes categorías de DMC (diámetro medio cuadrático o el diámetro del árbol de área basal media) en estos bosques secundarios. Las categorías incluyen latizal bajo (< 15 cm), latizal alto (15-25 cm), fustal delgado (25-30 cm) y fustal grueso (30-35 cm). Estas categorías las usa también la Corporación Nacional Forestal (CONAF) en la tabla de costos para bonificaciones asociada a la Ley 20.823. Ponce (2014) también generó un Índice de Bosque Adulto (IBA; 100% sería la máxima expresión de un bosque adulto) en base a las variables diferenciadoras mencionadas anteriormente. A partir de este índice se determinó que el latizal siempreverde tiene un IBA de tan solo 5% y el fustal de coihue de 28% (cuadro 5.2), es decir el latizal está mucho más distante del bosque adulto en cuanto sus atributos de composición y estructura. La estructura diamétrica de cada uno muestra cómo en bosques adultos dominan especies tolerantes a la sombra, mientras que en bosques secundarios dominan especies pioneras, intolerantes o semitolerantes a la sombra, aunque pueden haber niveles variables de especies de mayor tolerancia a la sombra (figura 5.4).

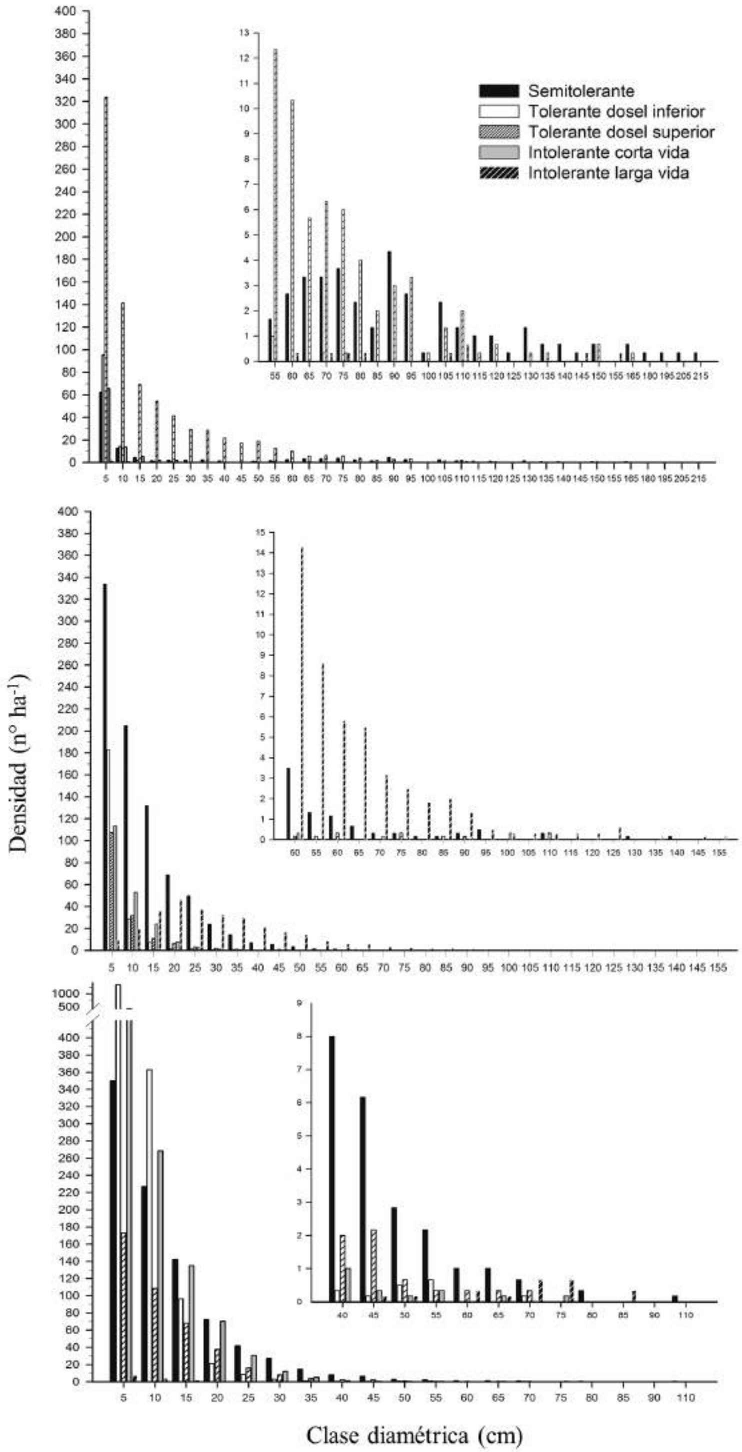


Figura 5.4 Distribución diamétrica (de arriba hacia abajo) del bosque adulto siempreverde, fustal de coihue y latizal siempreverde en Llancahue, en base a la tolerancia a la sombra de las especies arbóreas.

Cuadro 5.2 Diferencias entre bosques secundarios jóvenes, bosques maduros y bosques adultos en distintas regiones con bosques templados. En el caso de Chile (Ponce 2014) estos bosques corresponden, respectivamente, al latizal siempreverde, al fustal de coihue y al bosque adulto siempreverde usados como referencia en el presente trabajo.

Autores	País	Rango de valores	Bosque secundario	Bosque maduro	Bosque adulto
Pabst (2005)	EE.UU	0 a 100	34,7	39,2	81,0
Whitman y Hagan (2007)	EE.UU	0 a 10	10,0	30,0	90,0
Steen *et al.* (2008)	Canadá	0 a 27	14,8	44,4	79,6
Ponce (2014)	Chile	0 a 100	5,2	28,4	90,6

Adicionalmente, para cada bosque secundario se construyeron relaciones tamaño-densidad y se determinaron las líneas de densidad máxima (la densidad máxima que puede tener un bosque de una determinada composición en función de su diámetro medio; e.g. Donoso *et al*. 2007). Con estas relaciones es posible establecer la densidad relativa de cada bosque secundario y proponer intervenciones silviculturales en base a decisiones que consideren esta variable. La densidad relativa es una aproximación más objetiva en comparación con otras variables para controlar la densidad, ya que considera el nivel de ocupación del sitio por parte del bosque, a diferencia por ejemplo del porcentaje de área basal, que lleva a tomar decisiones subjetivas. Para construir estas relaciones en cada bosque se usó una base de datos de 30 parcelas de 2.000 m^2 y 12 parcelas de 900 m^2 medidas en el predio Llancahue para cada tipo de bosque, las que luego del análisis exploratorio quedaron en un total de 38 parcelas en el latizal siempreverde y 37 en el fustal de coihue. El gráfico de dispersión con los puntos usados se muestra en la figura 5.5 y las ecuaciones así como el intercepto de maxima densidad (determinado según la metodología propuesta por Navarro *et al*. 2011) se muestran en el cuadro 5.3.

Trayectorias alternativas de manejo de bosques secundarios

De no haber perturbaciones de gran escala (o de reempazo de rodal), los bosques coetáneos naturalmente se transformarán con el tiempo, a través de la sucesión, en bosques multietáneos. Sin embargo, a través de la manipulación de la estructura y composición de estos bosques, es decir a través de la silvicultura, la trayectoria de estos bosques puede ser controlada. En este sentido hay dos grandes opciones asociadas a cada uno de los principales sistemas silviculturales:

a. Coetáneo: Mantener la composición de estos bosques dominada por sus especies dominantes actuales, en el marco de continuar con sistemas silviculturales coetáneos, o

b. Multietáneo: Transformar los actuales bosques coetáneos en bosques multietáneos, para que una vez lograda esa situación se sigan manejando con silvicultura multietánea con cortas de selección, es decir sistemas silviculturales multietáneos.

Sin embargo, hay dos posibles variantes a estas dos versiones clásicas de sistemas silviculturales:

c. Dos Estratos: Generar bosques de dos estratos, uno dominante de especies principalmente intolerantes (aunque también puede incluir semitolerantes) y uno intermedio/codominante principalmente de especies semitolerantes (aunque también puede incluir tolerantes), y

d. Atributos Bosques Adultos: Transformar los actuales bosques coetáneos en bosques con atributos de bosques adultos, lo que implica un proceso similar a b) pero donde los raleos usados para transformar el bosque corresponden a raleos de restauración.

En los bosques húmedos del centro-sur de Chile y de altitudes medias y bajas es común que haya una gran diversidad de especies de distintos niveles de tolerancia, donde la mayoría tiene reproducción

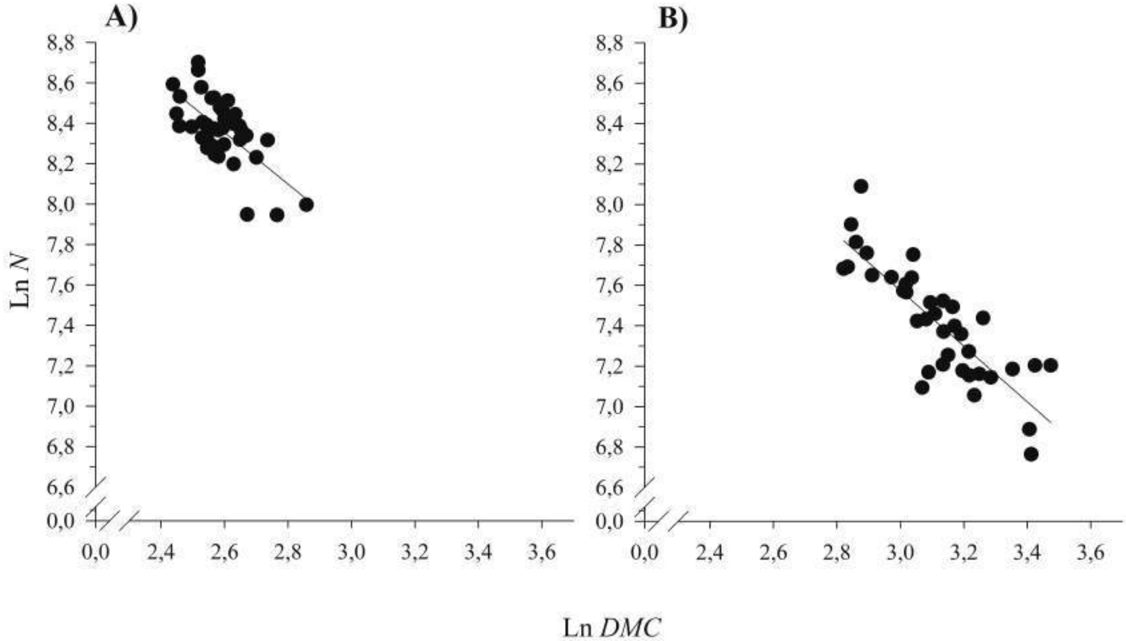


Figura 5.5 Nube de puntos usada para la construcción de relaciones de tamaño-densidad en Latizal siempreverde (A) y Fustal de coihue (B) de Llancahue, Cordillera de la Costa de Valdivia. N corresponde a densidad de árboles/ ha y DMC a diámetro medio cuadrático.

Cuadro 5.3 Relaciones tamaño densidad en el latiza siempreverde (BsMsv) y fustal de coihue (BsNd), donde el número de árboles por hectárea (N; árb/ha) es función de la variable predictora diámetro medio cuadrático (DMC; cm) y, en el caso de BsMsv también en forma significativa del área basal (AB; m^2/ha) de la especie *Gevuina avellana* (Ga).

Bosque	Ecuación*	R^2	Intercepto línea máx. densidad
Latizalsiempreverde	*ln N = 11,6708 - 1,2760ln DMC*	0,43	11,876316
Latizalsiempreverde	*ln N = 11,6327 - 1,2908ln DMC + 0,0080 AB Ga*	0,53	11,831599
Fustal de coihue	*ln N = 11,7712-1,3948 ln DMC*	0,73	12,047626

vegetativa y en varias de ellas la diseminación de sus semillas es frugívora (Donoso 2006). En consecuencia la sucesión secundaria en ocasiones se comporta como de Relevo Florístico (Egler 1954), con las especies intolerantes a la sombra entrando primero que las tolerantes a la sombra , pero muy comúnmente también como de Composición Florística Inicial, es decir con varias especies ingresando simultáneamente gracias a sus diferentes estrategias de regeneración. También puede ocurrir que la etapa de reinicio de sotobosque ocurra antes en estos ecosistemas en comparación a otros donde hay una diversidad menor de estarategias regenerativas de las especies componentes de dichos ecosistemas. Es importante tener en cuenta estas consideraciones para visualizar la posibilidad de generar sucesivos cohortes bajo el dosel dominante de bosques coetáneos, ya sea en el esquema de bosques bietáneos o multietáneos.

Los tipos de bosques que podrían generar cada una de estas alternativas se presentan en el cuadro 5.4, y sus especificidades se señalan a continuación.

Cuadro 5.4 Características esperadas de composición y estructura en bosques secundarios y siempreverdesmanejados con cuatro posibles sistemas silviculturales. MLM = material leñoso muerto.

Sistema Silvicultural	Composición de especies	Estructura vertical	Estructura horizontal	Biodiversidad	Biomasa	MLM
Coetáneo	Simple-Semitolerantes Intolerantes	Un estrato	Homogénea	Baja	Intermedia	Escaso
Bosques selección (clásico)	Diverso	Varios estratos (> 3)	Claros homogé-amente distribuidos	Alta	Alta (*f* del área basal media)	Alto
Dos estratos	Mezcla tolerancias	Dos estratos	Homogénea	Interm.	Intermedia a Alta	Interm.
Bosques con atributos bosques adultos	Muy diverso	Varios estratos (> 4)	Hetereo-génea	Muy alta	Muy alta (*f* del área basal media y MLM*)	Muy alto

La alternativa de bosques secundarios coetáneos (a) consiste en focalizar el manejo de éstos hasta que se considere que las especies de los doseles dominantes y codominantes hayan llegado a un diámetro medio de madurez para cosechar el bosque mediante algún método silvicultural generador de un nuevo rodal coetáneo, es decir tala rasa, árbol semillero o cortas de protección. En esta alternativa entonces la presencia de especies o individuos que no están en los doseles dominantes y codominantes es anexa, irrelevante para los fines de manejo del bosque. Como en general para las especies intolerantes y semitolerantes del dosel superior se requieren raleos que liberen sus copas en función de mejorar sus tasas de crecimiento o mantener las existentes, al menos, los raleos por lo alto, o también llamadas de copas, son los más adecuados (*sensu* Nyland 2002). Estos raleos deben liberar los mejores individuos de los doseles superiores, de modo que las intervenciones deben focalizarse en este dosel, en teoría. Sin embargo, ya que los individuos de doseles inferiores también pueden generar volúmenes comerciales, especialmente como leña, lo más probable es que estos estratos también sean intervenidos, aunque no afectan el crecimiento del dosel superior y no es en ellos donde debe focalizarse el manejo. Se propone en esta silvicultura de bosques coetáneos mantener el rango de densidades relativas (estimadas a través de las relaciones tamaño-densidad o de diagramas de manejo de la densidad (Navarro *et al.* 2011)) entre una óptima ocupación del sitio para maximizar el crecimiento neto del bosque y evitar mortalidad por competencia (máximo). Si bien esto no es bien conocido aún para bosques secundarios en Chile, esta “zona de manejo” (*sensu* Nyland 2002) para estos bosques se define aproximadamente entre 55 y 75% de densidad relativa, asumiendo que a partir de 80% se produce inminente mortalidad por competencia.

La alternativa de transformación a bosques multietáneos (b) implica varias cortas a través de las cuales se rompe la estructura homogénea de los doseles superiores de bosques coetáneos, y como consecuencia se permite el desarrollo vigoroso de nuevos cohortes o clases de edad en el bosque. Un bosque multietáneo generalmente se reconoce como tal cuando tiene al menos tres clases de edad bien definidas (*sensu* Nyland 2002), de modo que se requerirán al menos tres cortas periódicas en los actuales bosques secundarios para lograr la cantidad de clases de edad requeridas. La periodicidad de estas cortas debería ser cercana a los ciclos de cortas esperados en el futuro cuando ya haya un bosque de selección en régimen. Como el foco es productivo, la idea es que a través de estas cortas se seleccionen lo mejores individuos para ir quedando en pie luego de las cortas. Las cortas pueden ser a nivel de árboles individuales o mediante parches (Nyland 2003), siempre intentando dejar una densidad relativa cercana al 50%, es decir más baja que aquella aproximadamente de 60-65% común en los raleos de bosques secundarios en Chile (Lara *et al.* 1999). Luego de formadas las cohortes esperadas, y conseguida una estructura de bosque tipo J inversa

con el diámetro futuro residual, se puede considerar que el bosque será un bosque de selección y deberá ser manejado como tal.

La alternativa de bosques secundarios de dos estratos (c) es especialmente muy interesante en el marco de la composición mixta y estratififación que ocurre en bosques secundarios en Chile. Por ejemplo en el centro-sur de Chile la sucesión secundaria en rodales donde las especies de *Nothofagus* son pioneras conduce a bosques mixtos estratificados, con *Nothofagus* en el dosel superior sobre estratos más bajos dominados por especies de mayor tolerancia a la sombra (Donoso *et al*. 1993, Lusk y Ortega 2003). En estos bosques estratificados el área basal de las especies de mayor tolerancia se adiciona a aquella de los *Nothofagus*, sin haber depresión del área basal de un estrato debido al área basal del otro estrato. Los raleos en este tipo de bosques deben corresponder a raleos de copas (similar a (a), pero de intensidad más fuerte). Como se mencionara antes, los raleos de copas en manejo coetáneo tienen el objetivo de mejorar el valor del bosque, seleccionando los mejores individuos de los doseles superiores. En el caso de querer generar un bosque de dos estratos en el contexto del manejo de un bosque productivo, el raleo del dosel superior debe ser más intenso de modo de incrementar la cantidad de luz que accede a las especies deseadas del dosel intermedio (si existe) o codominante. Las especies de mayor tolerancia, en un estrato intermedio o codominante, deben recibir mucha atención, en cuanto a favorecer a los mejores individuos, para que reciban mayor luz y logren buenas tasas de crecimiento. Se espera que reciban más luz desde el dosel superior y dentro de su dosel debido a la menor competencia. El componente de especies de mayor tolerancia, que ocuparán principalmente un segundo dosel, puede haberse formado luego de pasada la etapa de exclusion fustal más intensa del rodal, o bien puede haberse formado gradualmente debido a que el rodal partió con una diversidad de especies de distinta tolerancia a la sombra (Barbour *et al*. 1987), pero con el tiempo las más tolerantes, de menores tasas de crecimiento, fueron quedando rezagadas en los doseles intermedios. En el primer caso se trata de un bosque coetáneo biestratificado y el el segundo uno de al menos dos edades o bietáneo.

En cualquier caso, la maduración o momento de cosecha del dosel intermedio ocurrirá con posterioridad a aquella del dosel superior. En estos casos se sugiere aplicar una corta de protección diferida o también llamada con reservas (Helms 1999, Nyland 2002). Esto significa que en vez de ejecutar la corta final con el método de protección (luego de la corta de siembra si fuera necesaria), en la que se cortan todos los árboles del dosel superior una vez que se ha establecido regeneración en el piso del bosque, se deja un porcentaje o número de ellos en pie por un tiempo extendido, para que aumenten sus dimensiones y valor y ejerzan protección parcial a los individuos del dosel intermedio. Este método se ejecuta especialmente para favorecer el desarrollo de los árboles de especies valiosas de los doseles intermedios. La corta final, de los árboles residuales del dosel superior y de aquellos del dosel intermedio, debe hacerse cuando estos últimos lleguen a su edad de madurez o diámetro medio deseado de cosecha.

Finalmente la alternativa de transformar los actuales bosques secundarios coetáneos en bosques secundarios con atributos de bosques adultos (d) implica en el largo plazo lograr bosques adultos, pero generando en el proceso, lo más rápido posible, atributos de composición y estructura que son propios de estos bosques. Estos atributos incluyen material leñoso muerto en el suelo, árboles muertos en pie (perchas), abundante regeneración arbórea y sotobosque, mayor dominancia de especies de sucesión tardía respecto a especies pioneras, y árboles de grandes dimensiones en el rodal. Para lograr esto se requieren hacer raleos diferentes a los tradicionales, y particularmente raleos de restauración, que tienen como objetivos justamente generar estos atributos en el bosque (Keeton 2006, Dwyer *et al*. 2010). Los raleos de restauración entonces difieren significativamente de los raleos de copas ya que se focalizan

en privilegiar a las especies de sucesión tardía en vez de aquellas pioneras, y además deben ser de mayor intensidad para favocer el ingreso de más luz y por esa vía el desarrollo del sotobosque y el mayor crecimiento de los árboles residuales. Dependiendo de la densidad de especies pioneras en el bosque secundario obviamente la reducción de éstas, en favor de especies arbóreas de sucesión tardía, deberá ser gradual, pero la aproximación es muy distinta que aquella de la alternativa (a) en varios aspectos, incluyendo el hecho de privilegiar especies de doseles codominante o intermedios de mayor tolerancia a la sombra.

Estudio de caso: Latizal siempreverde

Características generales

Este es un bosque coetáneo mixto que se estableció luego de cortas e incendios y que tiene una edad entre 60 y 70 años (González *et al*. 2015). En base a tres parcelas permanentes de una hectárea se determinó que este bosque tiene 21 especies arbóreas. Estas especies tienen diferentes estrategias de regeneración, que incluyen pioneras intolerantes (regeneradas por semillas principalmente) y una serie de semitolerantes y tolerantes a la sombra (regeneradas por estrategia sexual y/o vegetativa). De éstas, sólo ocho tienen valores de importancia (calculado en base a densidad y área basal relativa (Donoso 1993)) mayores a 3 (cuadro 5.5). Se observan tres categorías de diámetro que ilustran también categorías de altura (Cárcamo 2012), una superior con canelo y trevo (*Dasyphyllum diacanthoides* (Less.)), una intermedia con ulmo (*Eucryphia cordifolia* Cav.), tepa (*Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde) y avellano (*Gevuina avellana* Molina), y una inferior con luma (*Amomyrtus luma* D. Legrand & Kausel), meli (*Amomyrtus meli* (Phil.) D. Legrand & Kausel.) y fuinque (*Lomatia ferruginea* (Cav.) R. Br.). De estas ocho especies la mayoría son de valor maderero (semitolerantes o tolerantes del dosel superior), y entre éstas destaca ulmo. Esta composición y estructura, asociada al conocimiento de la autoecología de estas especies, permiten proponer los sistemas silviculturales que siguen.

Manejo coetáneo

Este manejo se sugiere focalizarlo en las especies de los doseles superiores de buena calidad maderera y potencial silvícola, y en esto destaca *E. cordifolia*. Las dos especies de mayor tamaño, *D. winteri* y *Dasyphyllum diacanthoides* (Less.) Cabrera (trevo), tienen grandes diámetros debido que aparentemente colonizaron primero o crecieron más rápido, y en general son árboles bifurcados, de modo que no son especies a privilegiar con este manejo. En este bosque secundario se requeriría potenciar de la mejor forma posible el crecimiento especialmente de *E. cordifolia* mediante varios raleos. Esta especie en condiciones naturales, en bosques secundarios, tiene un crecimiento en diámetro entre 0,5 cm (González *et al*. 2015) y 0,6 cm (Navarro *et al*. 2017) al año, de modo que se puede considerar este crecimiento hacia el futuro en renovales manejados con intervenciones apropiadas. En esta propuesta de manejo se usan estos valores, pero esta puede ser una estimación conservadora. Como se señaló antes, se sugiere trabajar en una zona de manejo (rango de densidades (número de árboles) apropiadas para evitar mortalidad natural y maximimizar crecimiento neto del bosque; *sensu* Nyland 2002) entre 55 y 75% de densidad relativa. En la condición señalada (cuadro 5.5), y de acuerdo a la función tamaño-densidad señalada en el cuadro 5.3 para este bosque, éste tiene una densidad relativa de 80%. Esto quiere decir que en la primera intervención, si se mantiene el DMC (lo que es posible considerando que se extraerán árboles de pequeño y gran tamaño), y se deja una densidad relativa residual de 55%, deberían extraerse aproximadamente 1300 áboles y 18 m^2 de área basal por hectárea. Esto debería traducirse en cerca de 70-100 metros estéreos de leña (Donoso *et al*. 2014), lo que hace que el raleo sea comercial. Para llegar a una densidad final de 500 árboles por hectárea, dominados por *E. cordifolia*, y respetando la zona de manejo señalada, se requerirían cuatro raleos adicionales (el primero y luego bajando a 1800, 1100 y 500 árboles por hectárea aproximadamente, cuya periodicidad debería ir

Cuadro 5.5 Densidad (árboles/ha), área basal (m^2/ha), valor de importancia (VI) y diámetro medio cuadrático (DMC, cm) de las especies arbóreas con VI > 3,0 en el bosque secundario mixto siempreverde (BsMsv).

Especie	Tolerancia a la sombra	Densidad	Area basal	VI	DMC
Amomyrtus meli	Tolerante dosel inferior	1211	12,7	25,58	11,54
Eucryphia cordifolia	Semitolerante	663	12,1	18,42	15,26
Gevuina avellana	Semitolerante	295	6,9	9,47	17,24
Amomyrtus luma	Tolerante dosel inferior	420	2,2	7,04	8,24
Laureliopsis philippiana	Tolerante dosel superior	204	4,0	5,90	15,84
Lomatia ferruginea	Intolerante corta vida	210	1,8	4,05	10,30
Dasyphyllum diacanthoides	Semitolerante	57	3,0	3,25	25,78
Drimys winteri	Semitolerante	31	3,4	3,24	36,91
Otras		1.000	12,7	23,05	12,72
Total general		4.092	58,7	100,00	13,52

* Referencias a tolerancia a la sombra y otras características de la autoecología de estas especies se pueden encontrar en Donoso (1993 y 2006).

aumentando pero debería estar en el ango de 8 a 15 años) para lograr un DMC de aproximadamente 35 cm, que podría ser un diámetro deseado para madera aserrada y en parte madera debobinable. Con la tasa de crecimiento señalada y el diámetro esperado se requerirían aproximadamente 30 años para este objetivo, al cabo de los cuales se sugiere aplicar una corta de protección para favorecer preferencialmente el desarrollo de regeneración de ulmo (canelo es una especie de crecimiento similar y podría acompañar si tuviese fuente de semillas).

Manejo en dos estratos

En este caso se propone avanzar en el desarrollo de la especie de mayor valor, es decir *E. cordifolia* Cav. (ulmo), de una forma similar a la señalada para el bosque coetáneo, pero procurando lograr densidades relativas menores que en el caso anterior, con una zona de manejo de entre 40 y 60%, con un componente del dosel superior (*E. cordifolia*) y otro de las especies tolerantes o semitolerantes más valiosas de los doseles intermedios. En este caso, las especies de mayor valor de los doseles codominante e intemedio son *L. philippiana*, *Persea lingue* (Ruiz & Pav.) Nees (lingue), *Podocarpus saligna* D. Don (mañío de hojas largas) y *Aextoxicon punctatum* Ruiz et Pav. (olivillo), con 512 árboles y 5,3 m^2 de área basal por hectárea, y un DMC medio de 16 cm. Si bien estas especies tienen un DMC similar a *E. cordifolia,* se espera que luego de los raleos (sólo tres en este caso debido al manejo con menores densidades relativas) *E. cordifolia* tenga mayores tasas de crecimiento. En consecuencia, al momento de llegar *E. cordifolia* a un diámetro de cosecha determinado como el señalado anteriormente de 35 cm (pero esto es una decisión del propietario), estas especies acompañantes no lo habrán logrado. En este escenario se propone hacer una corta de protección diferida (*sensu* Nyland 2002), es decir hacer una corta de siembra (no se necesita corta de preparación ya que el bosque ha sido raleado previamente) y luego, al momento de la corta final del dosel superior, dejar una densidad baja de ulmos, de los mejores, de aproximadamente 50 árboles (5 m^2/ha de área basal). Bajo este dosel ralo deberán seguir creciendo las especies del dosel intermedio, con cierta protección, hasta que alcancen el diámetro deseado definido por el propietario (e.g., 35 cm). En este momento, unos 10 a 15 años después de la cosecha parcial del dosel superior, si las tasas de crecimiento de los árboles de este segundo dosel son de 0,4 a 0,5 cm por año, se cortan todos los individuos para liberar la regeneración avanzada establecida y generar oportunidades para el establecimiento de una nueva cohorte de regeneración idealmente dominada por las especies preferidas y constituyentes del bosque cosechado. Los

50 árboles del dosel superior dejados originalmente tendrán dimensiones ideales para generación de productos madereros de mayor valor, como madera debobinable.

Transformación a bosque multietáneo

La transformación de un bosque secundario coetáneo en estado de exclusión fustal hacia un bosque multietáneo implica un largo proceso. Como señala Nyland (2003), este proceso puede ser efectuado mediante cortas uniformes o en parches. En el caso de cortas uniformes se sugiere reducir significativamente la densidad del dosel superior (como por ejemplo con un raleo de copas) y realizar un raleo por lo bajo intenso, que afecte los doseles inferiores, intermedio y parcialmente codominante. En el latizal siempreverde el dosel inferior es casi inexistente y el dosel intermedio está dominado por *A. luma* y *A. meli*, pero el codominante por varias especies semitolerantes a la sombra, de modo que se sugiere que el raleo de copas sea complementado (raleo combinado) por un raleo por lo bajo grado C (se extraen los suprimidos e intermedios, más algunos codominantes), es decir cortando la mayoría de los dos doseles inferiores (*sensu* Nyland 2002). Estas cortas deben dejar el rodal con una densidad relativa entre 40 y 50%, para facilitar el establecimiento de nuevas cohortes de regeneración principalmente de especies tolerantes, y para que los árboles del dosel superior aumentan sus tasas de crecimiento. En el caso de este bosque la corta de los canelos y trevos de mayores dimensiones (y pobre calidad) en el rodal son un buen aporte para reducir la densidad relativa y crear espacios para la generación de una nueva cohorte. Los sucesivos raleos (p. ej. cuatro más para generar cinco cohortes, incluido el inicial) deberán ser raleos por lo alto principalmente, pero controlando la densidad de las nuevas cohortes si fuera necesario, para que cada cohorte tenga buenas tasas de crecimiento. Una vez que el bosque tenga una estructura similar a una J inversa (exponencial negativa), con árboles de dámetros cercanos a 60 cm o más, la densidad y la estructura podría ser controlada a partir de pautas de marcación en bosques de selección (ver Nyland 2002), de modo especialmente de controlar clases diamétricas con exceso de árboles para mantener una estructura diamétrica de tipo J inversa. Estos raleos deben mantener la discontinuidad del dosel superior de modo de permitir que entre luz al sotobosque para seguir fomentando la regeneración de nuevas cohortes y que se mantengan buenas tasas de crecimiento de los árboles del dosel superior.

Aunque la idea es mantenerse en una zona de manejo entre 40 y 50% de densidad relativa, los raleos deberán hacerse en tiempos equidistantes, de modo de ir preparando a estas nuevas cohortes a las cortas de selección futuras a través de ciclos regulares de corta. En este caso se sugiere efectuar los raleos cada 12 años, ya que esa será posiblemente el periodo de los ciclos de corta futuros (Donoso 2012). Con esos ciclos de cortas y cinco cohortes se supone que cada uno llegará a la edad de 60 años al momento de ser cosechado (cerca de 50 cm dependiendo de las tasas de crecimiento). Si se esperan mayores diámetros habrá que trabajar con más cohortes o un mayor rango de áreas basales final y residual. Se debería considerar que se tratará de un bosque de selección cuando efectivamente éste tenga las características de tal, es decir: cinco cohortes, una estructura diamétrica del tipo J inversa, un diámetro máximo correspondiente a lo que se considerarán árboles maduros, y un área basal dentro del rango de manejo entre ciclos de corta, que se sugiere entre 55 (final) y 40 m^2/ha (residual) (Donoso 2002, Schultz *et al*. 2011). Cuando se logren estas condiciones se deberá funcionar con silvicultura multietánea a través de cortas de selección.

Generación de atributos de bosque adulto

En este caso se trata de un bosque con muy pocos atributos de bosque adulto (cuadro 5.2, figuras 5.3 y 5.4), salvo por la alta proporción de especies tolerantes, tanto con potencial de ocupar doseles superiores como inferiores (figura 5.4). En este caso se deben privilegiar raleos de restauración para generar lo más rápido posible atributos de bosque adulto en

estos bosques secundarios. Estos raleos tienen en común, con el caso de transformación a bosques de selección, el objetivo de generar suficiente luz al sotobosque para estimular la regeneración arbórea (además del sotobosque en general en este caso), lo que implica trabajar dentro de una zona de manejo entre 40 y 50% de densidad relativa. Sin embargo, en los raleos de restauración se deben privilegiar las especies arbóreas de sucesión tardía, más tolerantes a la sombra, además de la generación de material leñoso muerto, árboles percha y árboles de grandes dimensiones (Keeton 2006, Bauhus *et al*. 2009, Dwyer *et al*. 2010, Donoso *et al*. 2014). Esto significa que entre los árboles más grandes del bosque (en este caso canelo y trevo) se deben privilegiar los de mayor potencial de crecimiento para que alcancen grandes dimensiones, y los árboles de menor calidad deben ser dejados como legados, a través del volteo como troncos en descomposición sobre el suelo o el anillado para transformarse en árboles muertos en pie. Sin embargo, la creación de estructuras de bosque adulto se debe lograr a través de sucesivas cortas, es decir, mediante sucesivos raleos de restauración (al menos tres) que permitan generar mayor estructura de bosques adultos y proporción de especies tolerantes y especies del sotobosque. En el caso de este bosque se espera en el largo plazo llegar a un bosque con mínima presencia de las principales especies pioneras (*G. avellana, D. winteri,* y *D. diacanthoides*) y una proporción equilibrada (similar a la esperada en bosques adultos) de especies tolerantes o semitolerantes a la sombra (*L. philippiana, A. punctatum, P. lingue*, mañíos y mirtáceas, pero estas últimas en mucho menor proporción que la original; figura 5.4). En definitiva se espera llegar a un bosque mutietáneo, pero más diverso en composición y estructura, que incluya árboles y material leñoso muerto. Al ir generando estas estructuras desde temprano, es posible que los beneficios económicos directos sean menores, pero probablemente varios servicios ambientales mayores. El bosque futuro será un bosque multietáneo, manejado con criterios de cortas de selección pero más flexible y con menores rendimientos, ya que aparte de madera se pretende que el bosque genere servicios ecosistémicos similares a los de un bosque adulto sin manejo.

Un resumen de estas intervenciones se presenta en el cuadro 5.6.

Estudio de caso: Fustal de coihue

Características generales

Este es un bosque coetáneo mixto que se estableció luego de incendios y que tiene una edad cercana a los 100 años (González *et al*. 2015). En base a tres parcelas permanentes de una hectárea se determinó que este bosque tiene 15 especies arbóreas. Similar al caso del latizal siempreverde, estas especies tienen diferentes estrategias de regeneración, que incluyen pioneras intolerantes (regeneradas por semillas principalmente) y una serie de semitolerantes y tolerantes a la sombra (regeneradas por ambas estrategias sexual y/o vegetativa). De estas especies, ocho tienen valores de importancia (calculado en base a densidad y área basal relativas (Donoso 1993)) mayores a 3 (cuadro 5.7). Se observan tres categorías de diámetro que ilustran también categorías de altura (Cárcamo 2012), una superior exclusivamente de *N. dombeyi*, una intermedia con *D. winteri*, *E. cordifolia* y *Saxegothaea conspicua* Lind. (mañío hembra) y uno inferior con *A. luma, G. avellana*, *A. meli* y *P. saligna*. Salvo las Mirtaceas cuyo principal valor comercial es la leña, las otras seis especies del cuadro 5.7 son de valor maderero. Esta composición y estructura, asociada al conocimiento de la autoecología de estas especies, permiten proponer los siguientes sistemas silviculturales:

Manejo coetáneo

Si bien coihue tiene un DMC que sugiere que el bosque está listo para ser cosechado, la figura 5.4 ilustra que ese diámetro se debe a la existencia de un número considerable de individuos con grandes diámetros (36 individuos/ha con DAP entre 60 y 125 cm). En consecuencia se sugiere hacer un raleo por lo alto, que seleccione los mejores 200 árb/ha de coihue y los 200 mejores de ulmo y canelo, entre los aproximadamente 1.000 que existen de estas tres

Cuadro 5.6 Resumen de propuestas para cada alternativa de sistema silvicultural en latizal siempreverde.

Tipo manejo	Objetivo	Cortas Intermedias	Tipo cosecha	Tiempo hasta la cosecha
Manejo coetáneo	Producir madera de ulmo principalmente	Cuatro raleos dentro de una zona de manejo de 55-75% de densidad relativa para llegar a 500 árboles por ha	Idealmente protección para privilegiar regeneración de ulmo, que es semitolerante a la sombra	Con DMC de ulmo de 15 cm, y crecimiento anual de 6 mm, 30 años para llegar a 35 cm de diámetro
Manejo dos estratos	Producir madera de ulmo y de especies tolerantes	Tres raleos dentro de una zona de manejo de 40-60% de densidad relativa para llegar a 700 árboles por hectárea en dos estratos	Protección diferida (PD) cuando ulmo alcance 35 cm DMC. Corta final cuando segundo dosel alcance este DMC	35 años para corta de PD (crec. diámetro ulmo 0,5 mm/año), 50 años hasta corta final (otras especies 0,4 mm/año en crecimiento)
Manejo multietáneo	Generar un bosque multietáneo para producir preferencialmente madera de ulmo, canelo, tepa (además de lingue, olivillo, y Podocarpaceas)	Cuatro raleos, al principio mixtos (por lo alto y por lo bajo) fuertes hasta para lograr cinco cohortes	Cortas de selección, con ciclos de corta, cuando se haya consolidado el bosque de selección y trabajando en un rango de 50-55 cm DMC (final) y 35-40 m^2/ha entre ciclos de corta	Con raleo fuerte ahora y tres más cada 15 años se habrán generado 5 estratos en 45 años, y se espera ahí comenzar con cortas de selección, con diámetro de cosecha 50 cm
Manejo para atributos bosque adulto	Generar en bosques secundarios atributos de bosque adulto	Raleos para privilegiar más sotobosque, regeneración, material leñoso muerto y árboles grandes	Cuando se llegue a un bosque multietáneo similar a un bosque adulto, con grandes árboles, efectuar cortas de selección manteniendo atributos de bosques adultos.	Se podrán iniciar cortas del tipo selección cuando haya varias cohortes, pero el bosque final similar a un bosque adulto, se logrará en más tiempo

Cuadro 5.7 Densidad, área basal, valor de importancia (VI) y diámetro medio cuadrático (DMC) de las especies arbóreas con VI ≥ 3,0 en el bosque secundario de *N. dombeyi.*

Especie	Tolerancia a la sombra	Densidad (árb/ha)	Area basal (m^2/ha)	VI (%)	DMC (cm)
Nothofagus dombeyi	Intolerante	287	31,0	30,40	37,05
Eucryphia cordifolia	Semitolerante	574	14,4	25,25	17,88
Drimys winteri	Semitolerante	183	7,4	10,22	22,81
Amomyrtus luma	Tolerante dosel inferior	190	0,9	5,43	7,59
Gevuina avellana	Semitolerante	109	1,3	3,71	12,27
Saxegothaea conspicua	Tolerante dosel superior	78	2,2	3,59	18,73
Amomyrtus meli	Tolerante dosel inferior	105	1,1	3,45	11,40
Podocarpus saligna	Semitolerante	89	1,3	3,21	13,51
Otras		369	7,3	14,63	15,88
Total		1.986	66,8	100,00	20,70

* Referencias a tolerancia a la sombra así como de otras características de la autoecología de estas especies se pueden encontrar en Donoso (1993 y 2006).

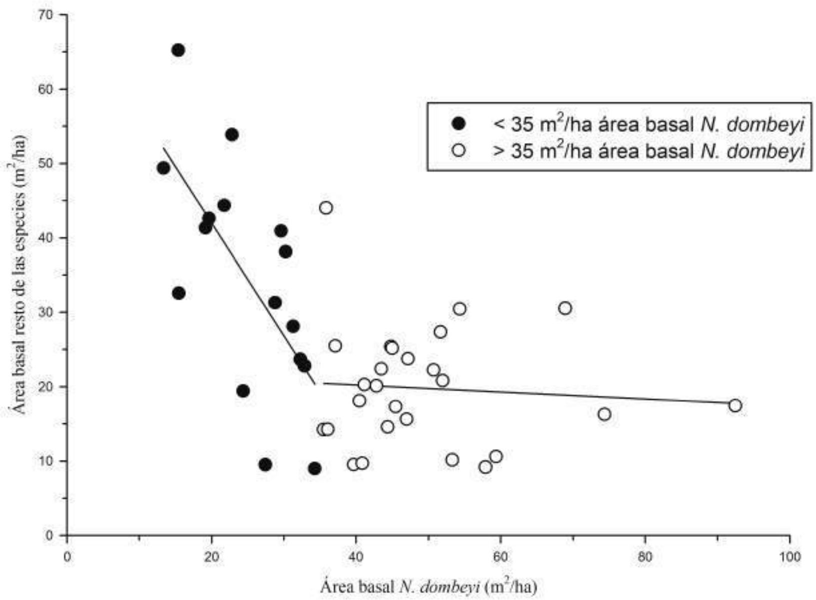


Figura 5.6 Relación entre el área basal de especies forestales tolerantes y semitolerantes a la sombra y el área basal de coihue en bosques secundarios en el predio Llancahue, cordillera de la Costa (40° S), donde se pueden distinguir dos fases, una con una relación negativa entre el área basal de ambos componentes y una sin una relación aparente. Los datos usados para generar esta figura son los mismos que aquellos usados para establecer las relaciones tamaño-densidad señalados anteriormente.

especies en la actualidad (cuadro 5.7). Sin embargo, considerando que en este bosque el área basal de coihues es aditiva a aquella de los doseles inferiores (figura 5.6), es posible que junto a los 200 mejores coihue seleccionados por hectárea, se seleccione un número mayor de ulmos y canelos (*e.g.*, 400 árb/ha). No es necesario hacer ninguna intervención entre las especies de diámetros menores. Este sería un raleo mixto, pero especialmente un raleo de copas (o por lo alto), ya que buscaría liberar las copas de los mejores individuos de coihue, ulmo y canelo de las clases dominantes y codominantes. Asumiendo que queda un DMC residual cercano a 30 cm, se debería esperar hasta lograr un DMC de 35-40 cm para efectuar la cosecha con algún método coetáneo, lo que probablemente ocurra en unos 10 a 15 años más. En este manejo enfocado en la cosecha de los mejores 400-600 árb/ha, las especies acompañantes, de bajos diámetros, tendrán como destino fundamentalmente leña en la corta final. Esta corta final puede ser una tala rasa o árbol semillero para privilegiar nuevamente la dominancia de coihue en el bosque futuro.

Manejo en dos estratos

En este caso se sugiere algo similar al caso anterior en cuanto a la intervención de coihue, pero de los cerca de 1.000 árboles de *E. cordifolia*, *D. winteri*, *S. conspicua* y *P. saligna* se espera hacer un mejor aprovechamiento a futuro, dejando un dosel intermedio con unos 500-600 individuos/ha de estas especies (es decir 50-60%) junto a los 200 mejores de coihue por hectárea (como en la corta descrita arriba para bosque coetáneo de coihue). Luego del raleo se debe continuar con una corta de protección diferida, cuando coihue alcance un DMC de 35-40 cm, dejando para entonces aproximadamente los mejores 50 coihues por hectárea, es decir aproximadamente 5 m²/ha de área basal, y los mejores 300-400 individuos/ha de las otras especies. La corta final se

debería hacer cuando los individuos de las especies del segundo dosel alcancen un DMC de 35 a 40 cm, momento en el cual es probable que los coihues tengan diámetros cercanos a los 50 cm. La corta final de este método de protección diferida (que significa extraer todos los árboles), debería encontrarse con una abundante regeneración avanzada que probablemente incluya coihue en forma marginal. Sin embargo, la perturbación asociada a la corta, especialmente a nivel de descubrir el suelo mineral, debería crear mejores condiciones para la regeneración de coihue, formándose de esta forma una regeneración mixta de coihue y especies de mayor tolerancia a la sombra. Con esta composición mixta debería formarse un bosque secundario nuevamente con coihue como especie dominante y las otras especies en doseles codominante e intermedio, pudiendo conducir la silvicultura nuevamente con un sistema de dos estratos.

Se debe destacar que esta silvicultura de dos estratos parece ser muy conveniente en bosques secundarios mixtos con especies intolerantes en un dosel superior y especies de mayor tolerancia en doseles codominantes e intermedios, similares a los bosques secundarios dominados por Nothofagus descritos por Lusk y Ortega (2003). Como se vio anteriormente, en estos bosques secundarios la relación del área basal de coihue con respecto a la de otras especies parece estar representada por dos fases (figura 5.6). En los bosques con menos de 35 m^2/ha de área basal de coihue, la relación entre el área basal de esta especie y aquella de las especies más tolerantes es negativa, pero en los bosques con más de 35 m^2/ha de área basal no hay una relación significativa entre estos dos componentes, es decir no hay depresión del área basal de las especies de doseles inferiores debido a incrementos del área basal de coihue. Esto sugiere que en bosques secundarios mixtos con coihue como especie dominante, pero aún no emergente respecto al resto, los raleos por lo alto o de copas deberán considerar que entre todas las especies de los doseles dominante y codominante hay competencia, pero que en bosques secundarios bien estratificados, con un dosel emergente de coihue, los raleos pueden considerar al dosel superior como independiente del secundario en cuanto a competencia. Es decir, la silvicultura de dos estratos debe considerar distintos criterios de competencia entre estos estratos según cuánto haya emergido el dosel de coihue (o eventualmente otros *Nothofagus*) con respecto a los doseles de especies de mayor tolerancia.

Transformación a bosque multietáneo

Este bosque está en una etapa de reiniciación del sotobosque y ya posee parcialmente una estructura de tipo multetánea (figura 5.4), con varios doseles. Por lo tanto, se sugiere potenciar la consolidación de esta estructura, también incluyendo el desarrollo de especies tolerantes y semitolerantes a la sombra, que son aquellas que pueden desarrollarse mejor en sistemas silviculturales multietáneos. Para ello se sugiere una primera intervención conducente a reducir la densidad relativa a 40-50% sobre la base especialmente de intervenir coihue, de modo de llegar a un área basal residual cercana a 35 o 40 m^2/ha y truncar la actual distribución diamétrica alrededor de los 80 cm de DAP. Esta intervención debería permitir el establecimiento de una nueva cohorte de regeneración, y dejar el bosque dominado por especies tolerantes y semitolerantes a la sombra y de mejor calidad. Sucesivas intervenciones deberían hacerse antes de llegar a 50-55 m^2/ha de área basal, para reducir entonces la densidad a 35-40 m^2/ha, y procurando dejar la distribución con un rango de diámetros que no supere el diámetro máximo deseado, probablemente cercano a 60 cm. En resumen se debe llegar a un bosque multietáneo manejado, lo que implicará ciclos de corta de una duración determinada por las tasas de crecimiento de estos bosques que aún no se conocen.

Generación de atributos de bosque adulto

Este bosque, como se señalara anteriormente, tiene varios atributos de bosque adulto, aunque en forma parcial (cuadro 5.2). Fundamentalmente se requiere en este bosque incrementar la proporción de área

Cuadro 5.8 Resumen de propuestas para cada alternativa de sistema silvicultural en fustal de coihue.

Tipo manejo	Objetivo	Cortas Intermedias	Tipo cosecha	Tiempo hasta la cosecha
Manejo coetáneo	Producir madera de coihue, ulmo y canelo principalmente	Un raleo dejando los 200 mejores coihue y los aproximadamente 400 mejores ulmos y canelos por hectárea	Tala rasa o árbol semillero para privilegiar regeneración d e coihue	Con un crecimiento anual de 6 mm se requerirán aproximadamente 15 años para llegar a 35 cm de DAP
Manejo dos estratos	Producir madera coihue y de varias especies semitolerantes y tolerantes a la sombra	Un raleo ahora similar al del bosque coetáneo, otro raleo del segundo dosel cuando se haga la corta de protección diferida	Protección diferida (PD) cuando coihue alcance 35 cm de DMC. Corta final cuando segundo dosel alcance este DMC.	15 años para corta de PD (crec. diámetro coihue 0,6 mm/año), 30 hasta corta final (otras especies con crecimiento de 0,4 mm/año)
Manejo multietáneo	Generar un bosque multietáneo para producir madera de ulmo, canelo y podocarpaceas (además de lingue, olivillo y tepa)	Bosque tiene estructura similar a uno multietáneo, no se requieren raleos sino que se puede empezar a aplicar pautas de manejo de bosques de selección	Cortas de selección, con ciclos de corta, trabajando en un rango de área basal final de 50-55 y residual de 35-40 m^2/ha entre ciclos de corta	Bosque está en condiciones de ser intervenido con pautas de manejo de bosques de selección ahora
Manejo para atributos bosque adulto	Incrementar atributos de bosque adulto en este bosque en estado avanzado dentro de la etapa de reinicio de sotoboque	Principalmente un raleo focalizado en disminuir significativamente dosel de coihue para favorecer especies propias de bosques adultos	Cortas similares a las de selección pero dejando un área basal residual no inferior a 60 m^2/ha y árboles grandes, legados y material leñoso muerto. Pueden iniciarse después de un primer raleo	Bosque manejado, pero con abundantes atributos de bosque adulto, luego de un raleo y una primera corta tipo selección, es decir en unos 15-20 años

basal de especies tolerantes y de diámetros mayores a 80 cm. Para ello es fundamental aplicar un raleo de restauración que intervenga principalmente la especie pionera, coihue, reduciendo significativamente su área basal y en ese proceso optar por cosechar algunos árboles, , dejar otros como percha (anillarlos) y otros volteados en el suelo, como material leñoso muerto. Luego de este raleo de restauración, y considerando las características del bosque, se podrá iniciar un proceso similar al de cortas de selección pero con un rango de 60 m^2/ha de área basal residual y de 75 m^2/ha de área basal final, incluyendo en esta área basal aquella aportada por árboles de grandes dimensiones propios de un bosque adulto, que en ningún momento se cosecharán. Un resumen de estas intervenciones se presenta en el cuadro 5.8.

Discusión y conclusiones

En la actualidad el principal recurso forestal nativo en el centro-sur de Chile, en cuanto a su valor maderero, especialmente en términos de su potencial en el corto plazo, corresponde a los bosques de segundo crecimiento o bosques secundarios. Estos bosques en el centro-sur de Chile se encuentran principalmente en los estados de desarrollo de exclusión fustal y reinicio de sotobosque, y pueden ser muy variados en su composición (más puros o más mixtos), densidad (mayor o menor) y estructura (de uno o dos estratos principalmente). En consecuencia, hay un abanico de escenarios de rodales forestales con los que se puede avanzar a diferentes velocidades hacia el objetivo deseado por el propietario, y mediante el sistema silvicultural propuesto por un profesional forestal. Cuán rápido se avance hacia el objetivo deseado estará además influenciado por la calidad del sitio en que esté el bosque (Esse *et al*. 2013; Capítulo 7, Navarro y Cabello), incluyendo situaciones de bosques altamente productivos donde la silvicultura tiene mucho potencial productivo y otros en que tal vez la silvicultura no es rentable y es preferible que los bosques generen preferencialmente bienes y servicios distintos a la madera.

Partiendo de la base de que la silvicultura controla la estructura, la composición y el crecimiento de los bosques, se plantean y describen cuatro alternativas de manejo de largo plazo para estos bosques secundarios y luego se decriben las intervenciones generales que se podrían implementar en cada uno de los dos bosques señalados. Estas alternativas

incluyen los clásicos manejos coetáneos (con cortas finales de cosecha y regeneración para bosques coetáneos) y multietáneos (con cortas de selección), y además la silvicultura de dos estratos y la silvicultura para la restauración (o más bien rehabilitación) de bosques adultos. En este trabajo se ha intentado ilustrar la diversidad de decisiones que puede tomar el silvicultor en relación a qué hacer con un bosque secundario determinado, pero siempre en una perspectiva de largo plazo, es decir en el contexto de un sistema silvicultural.

Si bien en cualquier bosque secundario se pueden proyectar diversas alternativas de sistemas silviculturales, sin duda que el tiempo para lograr uno u otro objetivo dependerá mucho del estado de desarrollo del bosque, así como de su composición y de la productividad del sitio. Esto se ilustra en este trabajo, donde un bosque en evidente estado de exclusión fustal (latizal siempreverde), y dominado principalmente por una mezcla de especies semitolerantes y tolerantes a la sombra, tomará mucho más tiempo para lograr los objetivos del manejo que uno en etapa de reinicio de sotobosque (fustal de coihue), con un dosel dominante de una especie pionera y doseles intermedios de especies más tolerantes a la sombra.

El latizal es un bosque de alta diversidad de especies arbóreas pero estructura muy simple, y el fustal de coihue es un bosque secundario pero ya muy estratificado, y donde la diversidad de especies también es relativamente alta debido a esa estratificación. Comparados estos bosques secundarios con bosques adultos de la región, el primero tiene mucho menos atributos de bosque adulto que el segundo, es decir tomará mucho más tiempo que este latizal alcance atributos de bosque adulto. A este latizal también le tomará más tiempo llegar a la cosecha como bosque coetáneo o de dos estratos, así como llegar a una condición de bosque multietáneo, bajo un régimen de cortas de selección. Básicamente un bosque en un estado sucesional relativamente avanzado como el fustal de coihue puede ser sometido en la actualidad a cualquiera de las dos opciones clásicas de sistemas silviculturales, encontrándose muy cerca de la edad de cosecha para generar un nuevo bosque coetáneo (probablemente 15 años dependiendo del crecimiento y las expectativas del propietario en cuanto a diámetro medio de cosecha) o de lograr la estructura, diámetros de árboles maduros y área basal residual de un bosque de selección, ambas cosas con un par de intervenciones silviculturales. En cambio los tiempos comprometidos para que estos objetivos sean logrados en el latizal siempreverede son bastante mayores. Similar situación ocurre con la generación de bosques manejados y potencialmente cosechados en una silvicultura de dos estratos. Sólo en el caso de generación de atributos de bosque adulto podría avanzar a una tasa relativamente más rápida el latizal siempreverde, ya que tiene las especies propias de un bosque adulto y abriendo el dosel a través de raleos intensos y seguidos, así como voletando y anillando árboles para que se conviertan en material leñoso muerto (en el suelo o como árboles percha), se podría subir rápidamente el bajo porcentaje de atributos de bosque adulto que tiene en la actualidad.

La silvicultura es definida como una ciencia y un arte. Este segundo componente de la silvicultura dice relación con que hay múltiples formas válidas de manejar un tipo de bosque, aplicando silvicultura y con base científica, pero dándole el carácter que desee el propietario o el silvicultor. A pesar de este abanico de opciones, en este trabajo se han presentado cuatro que constituyen a juicio de los autores los principales modelos posibles de proyectar. Lo importante es que cuando se haga silvicultura se piense en el largo plazo, es decir en un plan o sistema silvicultural (*sensu* Nyland 2002). Si se siguen interviniendo los bosques sin una visión de largo plazo, y sólo prescribiendo tratamientos para el momento, para cosechar madera ahora sin tener claro un objetivo de desarrollo y producción futura del bosque, habrá una tendencia a maximizar las ganancias en esta intervención en vez de proyectar el bosque hacia un sistema silvicultura, por definición de largo plazo.

Las cuatro alternativas tienen el potencial de generar distintas características en composición

y estructura y en consecuencia en áreas basales y volúmenes, aunque estos componentes no se trabajaron numéricamente en este capítulo. La alternativa de generación de atributos de bosque adulto en bosques secundarios es la que provee mayores valores ecológicos. Todas las alternativas permiten generar ingresos a sus propietarios a partir de la cosecha de madera (ver por ejemplo Donoso *et al*. 2014). Sin embargo, en estos bosques, que a pesar de ser coetáneos, son muy diversos en composición, la alternativa de manejo coetáneo, focalizado sólo en las especies del dosel dominante, parece restar el potencial de estos bosques. Si en un bosque con un dosel dominante de coihue (fustal) o de ulmo (latizal) el propietario tiene como objetivo sólo llegar a una cosecha de estas especies una vez que lleguen a un diámetro comercial (por ejemplo entre 35 y 40 cm de DMC), ello significará que los individuos de otras especies se cosecharán en un estado inmaduro con respecto al potencial comercial, y su destino probablemente será sólo leña. En consecuencia, es importante complementar las ideas presentadas en este trabajo con estimaciones (y en el futuro con evaluaciones) de la rentabilidad financiera asociada a cada uno de los escenarios posibles (u otros), así como a la rentabilidad social de manejar, en el largo plazo, bosques coetáneos, bietáneos o multietáneos, puros o mixtos en composición.

El rápido crecimiento de bosques secundarios, asociado a su creciente importancia en muchas regiones del mundo, que significa que éstos sean los principales bosques actuales, y los potenciales bosques adultos (o con atributos de bosques adultos) del futuro, amerita que haya una creciente preocupación por el buen manejo de estos bosques. Este buen manejo puede incluir una diversidad de alternativas, pudiendo maximizar los bienes y servicios posibles de obtener de estos bosques ya sea a escala de rodales individuales o de paisaje. Es fundamental tener una fina identificación de los bosques en una región determinada, incluyendo el estado de desarrollo, el estado de conservación, los regímenes de propiedad y la productividad de los sitios en que se ubican estos bosques. Estas distintas variables deberían permitir generar opciones de manejo, y opciones de incentivos económicos por ejemplo de parte del Estado (como la actual Ley 20.823), tendientes a optimizar la rentabilidad privada y social del manejo o conservación de los bosques nativos en distintos territorios. En particular esta necesidad emerge como urgente para la planificación de uso de los bosques secundarios, ya que son mayoritarios en el territorio del centro-sur de Chile y es a partir de ellos que, con sus variadas opciones de manejo, se pueden generar bosques de distintas características para proveer los bienes y servicios deseados por gobiernos y la sociedad, ya sea a nivel nacional, regional o local.

Agradecimientos

Los autores agradecen al proyecto FONDECYT N°1150496.

Referencias

Barbour MG, JH Burk, WD Pittset. 1987. Terrestrial Plant Ecology. Second Edition. California, EE.UU. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc. 634 p.

Bauhus J, K Puettmann, C Messier. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525–537

Cárcamo M. 2012. Estructura y composición en bosques secundarios de la Depresión Intermedia en el centro-sur de Chile. Tesis Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 42 p.

Chazdon RL, CA Peres, D Dent, D Sheil, AE Lugo, D Lamb, NE Stork, SE Miller. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology* 23: 1406–1417.

Chazdon RL. 2014. Second Growth. The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. London, U.K. The University of Chicago Press, Ltd. 449 p.

CONAF. 2014a. Informe Final: Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la región de La Araucanía. Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal. 42 p.

CONAF. 2014b. Informe Final: Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la región de Los Ríos. Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal. 43 p.

CONAF. 2014c. Informe Final: Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la región de Los Lagos. Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal. 54 p.

Donoso C. 1989. Regeneración y crecimiento en el tipo forestal Siempreverde costero y andino tras distintos tratamientos silviculturales. *Bosque* 10(1): 69–83.

Donoso C. 1993. Bosques Templados de Chile y Argentina. Santiago, Chile Editorial Universitaria. 484 p.

Donoso C ed. 2006. Especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cúneo Ediciones.

Donoso C, A Lara. 1995. Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. In Armesto JJ, C Villagran y MK Arroyo eds. Ecología de los Bosques Nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 363–388.

Donoso P, C Donoso, V Sandoval. 1993. Proposición de zonas de crecimiento para bosque secundarioes de roble y raulí en sus rangos de distribución natural. *Bosque* 14 (2): 37–56.

Donoso P. 2002. Structure and growth in coastal Evergreen forests as the bases for uneven-aged silviculture in Chile. Tesis Doctorado, SUNY-ESF, New York, USA. N'úmero páginas.

Donoso P, C Cabezas, A Lavanderos. 1999. Estudio comparativo de la estructura y crecimiento de bosque secundarioes de Coihue (*Nothofagus dombeyi*) en la precordillera de la Costa y de los Andes de la provincia de Valdivia. *Bosque* 20(2): 9–23.

Donoso PJ, DP Soto, RA Bertín. 2007. Size–density relationships in *Drimys winteri* secondary forests of the Chiloe Island, Chile: Effects of physiography and species composition. *Forest Ecology and Management* 239: 120–127.

Donoso PJ, C Frene, M Flores, C Oyarzún, M Moorman, J Zavaleta. 2014. Balancing water supply and old-growth forest conservation in the lowlands of south-central Chile through an adaptive co-management approach. *Landscape Ecology* 29: 245–260.

Drever CR, G Peterson, C Messier, Y Bergeron, M Flannigan. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Canadian Journal of Forest Research* 36(9): 2285–2299.

Dwyer JM, R Fensham, YM Buckley. 2010. Restoration thinning accelerates structural development and carbon sequestration in an endangered Australian ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 47: 681–69.

Esse C, PJ Donoso, V Gerding , F Encina-Montoya. 20134. Determination of homogeneous edaphoclimatic zones for secondary forests of *Nothofagus dombeyi* in south-central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 40: 397–410.

Egler FE. 1954. Vegetation science concepts. 1. Initial Floristic Composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412–417.

FAO. 2007. State of the world's forests. Rome, Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 144 p.

Franklin JF, TA Spies, R Van Pelt, AB Carey, DA Thornburgh, DR Berg, DB Lindenmayer, ME Harmon, WS Keeton, DC Shaw, K Bible, J Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423

Gezan SA, A Ortega, E Andenmatten. 2007. Diagramas de manejo de densidad Diagramas de manejo de densidad para renovales de roble, raulí y coigüe en Chile. *Bosque* 28(2): 97–105.

González ME, P Szejner, PJ Donoso, C Salas. 2015. Fire, logging and establishment patterns of second-growth forests in south-central Chile: implications for their management and restoration. *Ciencia e Investigación Agraria* 42(3): 427–441.

Grosse H, I Quiroz. 1999. Silvicultura de los Bosques de Segundo Crecimiento de Roble, Raulí y Coigüe en la Región Centro-Sur de Chile. In C. Donoso y A. Lara eds. Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 95–128.

Helms JA. 1998. The Dictionary of Forestry. The Society of American Foresters, Bethesda. MD, USA.

Keeton WS. 2006. Managing for late successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235: 129–142.

Lara A, C Donoso, PJ Donoso, P Núñez, A Cavieres. 1998. Normas de manejo para raleo de renovales del tipo forestal Roble-Raulí-Coihue. In C Donoso, A Lara eds. Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 129–144.

Lexerød N, T Eid. 2006. An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest management planning. *Forest Ecology and Management* 222: 17–28.

Long JN, TJ Dean, SD Roberts. 2004. Linkages between silviculture and ecology: examination of several important conceptual models. *Forest Ecology and Management* 200: 249–261.

Lusk CH, A Ortega. 2003. Vertical structure and basal area development in second-growth *Nothofagus*

stands in Chile. *Journal of Applied Ecology* 40: 639–645.

Navarro C, C Donoso, V Sandoval. 1999. Los Renovales de Canelo. In C. Donoso y A. Lara eds. Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. Santiago, Chile. EditorialUniversitaria. p. 341–377.

Navarro C, M Herrera, F Drake, P Donoso. 2011. Diagrama de manejo de densidad y su aplicación a raleo en bosques de segundo crecimiento de *Drimys winteri* en el sur de Chile. *Bosque* 32: 175–186.

Navarro C, J Pinares, P Donoso, C Salas. 2017. Manual Diagrama de manejo de la densidad en renovales de ulmo. Proyecto CONAF 08/2014, CONAF/Universidad Católica de Temuco.

Nyland RD. 2002. Silviculture.Concepts and Applications. Second Edition. Illinois, EE.UU. Waveland Press, Inc. 682 p.

Nyland RD. 2003. Even- to uneven-aged silviculture: the challenges of conversion. *Forest Ecology and Management* 172: 291–230.

Oliver C. 1981. Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management* 3: 153–168.

Oliver CD, BC Larson. 1996. *Forest Stand Dynamics*. Update edition. New York, USA. John Wiley and Sons, Inc.

Otero L. 2006. La huella del fuego. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile. Santiago: CONAF - kfw, gtz, ded - Pehuén Editores. 171 p.

Pabst RJ. 2005. Methodology for developing the old-growth index. In JF Franklin, TA Spies, R Van Pelt eds. Definition and inventory of old-growth forests on DNR-managed state lands. Washington State Department of Natural Resources: Washington. p. 74.

Ponce D. 2014. Comparación de atributos estructurales y de composición entre bosques adultos y bosques secundarios en la Depresión Intermedia del centro-sur de Chile. Tesis Magíster en Ciencias, Mención Recursos Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia. 73 p.

Puente M, C Donoso, R Peñaloza. 1980. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de raulí y roble. Segunda fase: informe de avance de instalación de ensayos de raleo en renovales de raulí (Informe de Convenio 16). Valdivia, Chile. Facultad de Ingeniería Forestal, Universidad Austral de Chile. 63 p.

Rapp V, A Carey, T Spies, J Franklin. 2002. Restoring complexity: Second-growth forests and habitat diversity. PNW Science Update.U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Reyes R, PJ Donoso, C Donoso, C. Navarro. 2009. Crecimiento de bosque secundarioes de *Drimys winteri* después de 16 años de aplicados distintos tratamientos de raleo en las Cordilleras de los Andes y de la Costa de la X Región de Chile. *Bosque* 30(3): 117–126.

Schütz JPh, T Pukkala, PJ Donoso, KV.Gadow. 2011. Historical Emergence and Current Application of CCF. In T Pukkala y KV Gadow eds. Continuous Cover Forestry. Nueva York, EE.UU. Springer Science Business Media B.V. p. 1–28

Spies TA, MG Turner. 1999. Dynamic forest mosaics. In ML Hunter ed. Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge, United Kingdom. Cambridge University Press.

Steen, OA, RJ Dawson, HM Armleder. 2008. An old-growth index for Douglas-fir stands in portions of the Interior Douglas-fir zone, central British Columbia. *BC Journal Ecosystems. Management* 9: 31–47.

Veblen TT. 1985. Forest development in tree-fall gaps in the temperate rain forests of Chile. *National Geographic Research* 1: 162–185.

Veblen TT, DH Ashton. 1978. Catastrophic influences on the vegetation of the Valdivian Andes, Chile. *Vegetati*o 36(3): 149–167.

Veblen TT. 1992. Regeneration dynamics. In DC Glenn-Lewin, RK Peet, TT Veblen eds. Plant succession: theory and prediction. London, United Kingdom. Chapman and Hall. p. 152–187.

Veblen TT, C Donoso, T Kitzberger, AJ Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. In TT Veblen, RS Hill, J Read eds. The ecology and biogeography of *Nothofagus* forests. Connecticut, United States. Yale University Press. p. 293–353.

Whitman A, JM Hagan. 2007. An index to identify late-successional forest in temperate and boreal zones. *Forest Ecology and Management* 246:144–154.

6 Propuestas silviculturales para el manejo de bosques de *Austrocedrus chilensis* sanos y afectados por el *mal del ciprés* de Argentina

Silvicultural proposals for the management of healthy and damaged Austrocedrus chilensis forests in Argentina

Gabriel A. Loguercio*, María Florencia Urretavizcaya, Marina Caselli, Guillermo E. Defossé

Resumen

Frente al paradigma clásico de un manejo forestal basado en simplificar y homogeneizar las estructuras, nuevas tendencias resaltan la importancia de mantener la variabilidad en los rodales como herramienta de adaptación de los ecosistemas frente a escenarios de cambios inciertos. Esta variabilidad otorgaría más resistencia y/o resiliencia ante la ocurrencia no previsible de disturbios de pequeña-mediana escala provocados por enfermedades, insectos, fuertes vientos, etc. Se presentan resultados de estudios realizados en bosques de *Austrocedrus chilensis* en la región Andino-Patagónica de Argentina, cuyas posibilidades de manejo forestal se encuentran limitadas por el *mal del ciprés*, una enfermedad que produce defoliación y mortalidad en los árboles afectados. En función de la estructura y dinámica natural de rodales sanos, es posible aplicar una silvicultura simple para la mejora de los rodales, basada en la evaluación de la calidad, la estabilidad y las necesidades de regeneración natural. En rodales enfermos, no es posible aplicar una silvicultura intensiva con objetivos productivos ambiciosos, por la disminución del crecimiento y la imposibilidad de predecir la evolución de la enfermedad. De acuerdo con estudios de crecimiento versus mortalidad y requerimientos para el establecimiento de la regeneración natural en rodales enfermos, se proponen pautas silviculturales extensivas. Estas consisten en cortas de mejora y recuperación de árboles enfermos, a extraer recién luego de su muerte, en ciclos de corta entre 5 y 10 años, promoviendo al mismo tiempo el sotobosque, necesario como protección para asegurar el establecimiento de la regeneración natural de *A. chilensis.* Producto de este manejo los rodales tenderán a estructuras irregulares, dándoles mayor resistencia y/o resiliencia frente a los disturbios.

Palabras clave: Patagonia, ciprés de la cordillera, *Phytophthora*, manejo adaptativo, cortas de recuperación.

Abstract

Confronting the classic paradigm of forest management based on simplifying and homogenizing forest structures are new trends that emphasize the importance of maintaining stand variability as a way to adapt forest ecosystems to future unprecedented changes. It is expected that this variability will provide more resistance and/or resilience against the occurrence of unpredictable small- or medium-scale disturbances caused by diseases, insect outbreaks, strong winds, etc. In this work, we present the results of studies carried out in *Austrocedrus chilensis* forest stands located in the Andean Patagonian region of Argentina, whose management is strongly conditioned by *mal del ciprés*, a disease caused by *Pytophtora austrocedrae* that produces tree defoliation and mortality. Given the structure and natural dynamics of healthy stands, it is possible to apply simple forest management schemes for stand improvement based on the evaluation of their quality, stability and natural regeneration capabilities. In stands affected by *mal del ciprés*, however, it is not possible to apply intensive management with ambitious productive objectives because of the reduction of growth and the impossibility of predicting the evolution of the disease. In accordance with studies on growth vs. mortality and the establishment requirements of natural regeneration in *mal del ciprés*-affected stands, we propose extensive forest practices for their management. These practices may involve improvement cuts and salvage logging of standing dead trees in cycles varying from 5 to 10 years. This scheme promotes the growth of understory vegetation that will further act as protective nurse plants for *A. chilensis* regeneration and establishment. This management scheme will tend to produce uneven-aged *A. chilensis* stand structures that are more resistant and resilient to unpredicted changes.

Key words: Patagonia, Andean cypress, *Phytophthora*, adaptive management, salvage logging.

* Autor de correspondencia: gloguercio@ciefap.org.ar.

Introducción

La silvicultura de los bosques nativos se ha apoyado tradicionalmente en el conocimiento de la biología de las especies principales y la dinámica de los rodales. De este modo se pueden definir sistemas silviculturales para satisfacer intereses de los propietarios, sin perjudicar la provisión de otros servicios ecosistémicos demandados por el resto de la sociedad (Burschel y Huss 1997, Nyland 2002). Sin embargo, nuevas expectativas sociales y un mayor conocimiento ecológico sobre el funcionamiento de los ecosistemas han exigido adecuaciones al manejo forestal (Drever *et al.* 2006, Puettmann *et al.* 2009, Diaci *et al.* 2011). Los disturbios, que tradicionalmente han sido considerados como factores de riesgo a minimizar y en lo posible a evitar, han pasado a ser considerados determinantes de procesos ecológicos clave, por lo cual se postula/propone que deberían ser emulados por la silvicultura (Pickett y White 1985, Oliver y Larson 1996, Bergeron *et al.* 1999, Franklin *et al.* 2002, Seymour y White 2002, Long 2009).

Más recientemente, se ha procurado aproximar el régimen histórico de disturbios como base para pronosticar su ocurrencia y adoptar medidas para reducir sus impactos económicos desfavorables (Seymour y White 2002, Yousefpour *et al*. 2011). Sin embargo, resulta muy incierto realizar predicciones efectivas frente a escenarios cambiantes, tanto ecológicos como antrópicos (O´Hara y Ramage 2013). Por ello, a diferencia del antiguo paradigma de un manejo forestal apoyado en simplificar y homogeneizar las estructuras, las nuevas tendencias resaltan la importancia de mantener la variabilidad en los rodales como herramienta de adaptación de los ecosistemas frente a los cambios, otorgando más resistencia y/o resiliencia, que tienen incidencia directa sobre la sustentabilidad productiva y de otros servicios ecosistémicos (Puettmann *et al.* 2009, Messier *et al.* 2013). Dentro de esta concepción, los bosques con tres o más clases de edad, de estructura irregular, tendrían mayor capacidad de adaptación ante la ocurrencia no previsible de disturbios de pequeña-mediana escala provocados por enfermedades, insectos, fuertes vientos, etc. (O´Hara y Ramage 2013). Por ejemplo, en el centro de Europa se observó que los bosques de *Picea abies* (L.) H. Karst, *Fagus sylvatica* L y *Abies alba* Mill de estructura irregular, presentan más estabilidad frente a disturbios. Esto motivó la reorientación de los objetivos de la política de manejo de bosques en dicha región (Burschel y Huss 1997). En Norteamérica, como otro ejemplo, se ha observado que en rodales disetáneos de *Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson, los árboles del estrato superior son más resistentes al ataque del escarabajo de los pinos que rodales coetáneos de la especie, dada su alta vitalidad al haber crecido con menor competencia (O´Hara 1996). Esta capacidad de adaptación de la estructura irregular se debería tanto a la resistencia individual de árboles remanentes, que responden con su crecimiento, como a la estimulación de los procesos de regeneración natural (O´Hara y Ramage 2013). Asimismo, y reconociendo que estructuras regulares también aportan importantes servicios ecosistémicos y valores sociales (Seymour y White 2002, Puettman *et al.* 2009, O´Hara 2014), existe una variedad de opciones silviculturales que se pueden adaptar a los diversos paisajes forestales, y que incluyen diferentes estructuras de rodales.

En el Norte de la Patagonia se desarrollan bosques puros y mixtos de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic-Serm. & Bizzarri (ciprés de la cordillera), que por el valor de su madera han sido sometidos históricamente a uso forestal, aunque sin objetivos silviculturales precisos (Schmidt 1985, Loguercio 1997). Con el objetivo de desarrollar pautas de manejo forestal para los bosques de *A. chilensis*, se han realizado investigaciones silviculturales que tienen similitud conceptual con los nuevos paradigmas antes descriptos. En la presente contribución se presentan resultados obtenidos hasta el presente y nuevas hipótesis de trabajo para un manejo adaptativo de estos bosques. Las propuestas se basan en el conocimiento de la dinámica natural y los impactos que ocasiona la enfermedad conocida como *mal del ciprés*, la cual produce cambios en las estructuras y mortalidad de árboles, que condicionan las posibilidades de manejo.

Área de distribución natural

Austrocedrus chilensis presenta una amplia distribución natural en la región andina de la Patagonia argentino-chilena, desde los 32° 39´ hasta los 43° 44´de Latitud Sur (figura 6.1) (Donoso 1981, Pastorino *et al*. 2006). Su distribución refleja la gran plasticidad de la especie para adaptarse a condiciones de sitio muy variadas, creciendo en Argentina en el gradiente Oeste-Este, con precipitaciones entre 2.200 y 600 mm/año (Dezzotti y Sancholuz 1991). Entre los 1.200 y 2.200 mm/año de precipitación se asocia con

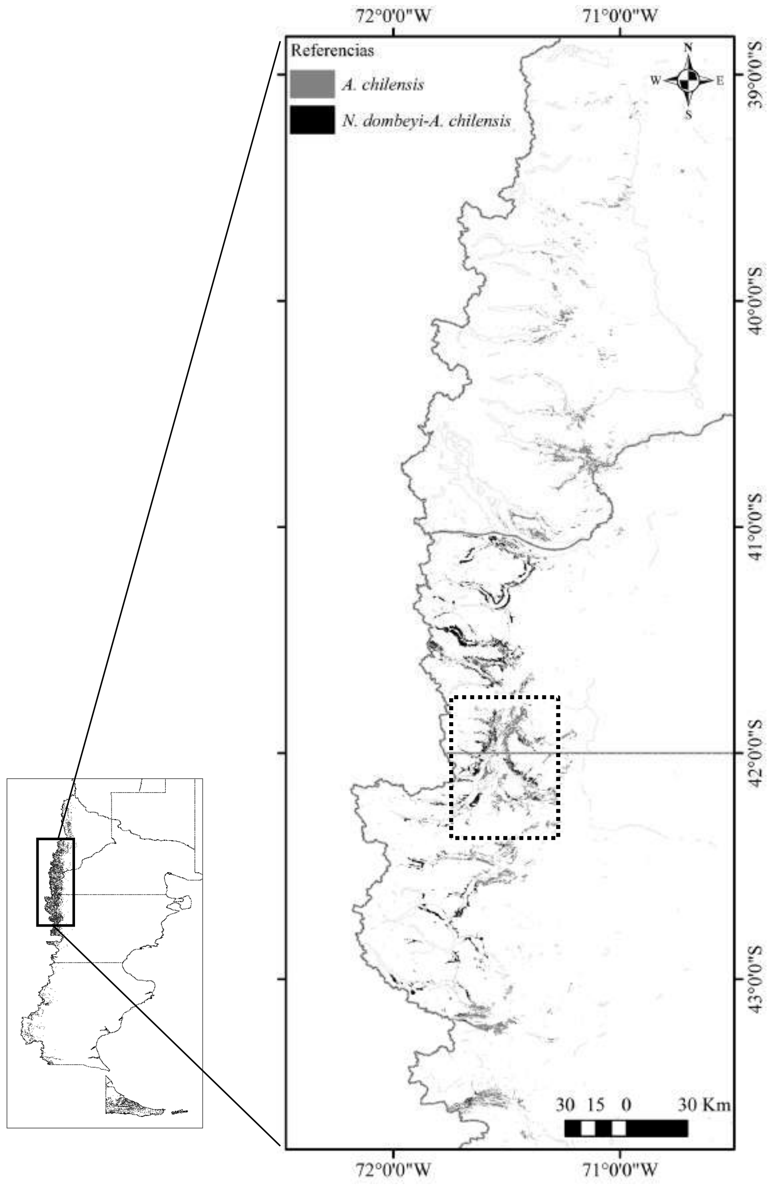


Figura 6.1 Área de distribución natural de los bosques puros y mixtos de *A. chilensis* en Argentina. El recuadro punteado es la zona de mayor concentración de los estudios relacionados al capítulo.

Nothofagus dombeyi (Mirb.) Oerst. (coihue), formando bosques mixtos, mientras que por debajo de ese rango, forma rodales puros, siendo la especie arbórea que más ingresa en el ecotono bosque-estepa (Veblen 1989).

Los bosques de *A. chilensis* se distribuyen en forma fragmentada en el territorio, con algunas zonas de macizos extensos y otras donde la especie está recluida a pequeñas superficies o incluso ausente. Ello se debería a la incidencia que los incendios antrópicos han tenido sobre su distribución, en especial los producidos entre fines del siglo XIX y principios del siglo XX (Willis 1914, Veblen y Lorenz 1987, Kitzberger y Veblen 1999, Veblen *et al.* 1999).

Esta especie no presenta adaptaciones al fuego y como su corteza es delgada, es muy afectada por incendios severos. Sin embargo, su capacidad de crecer en zonas rocosas, donde los fuegos pierden intensidad por el escaso combustible, le ha permitido encontrar refugios que posteriormente resultaron fuente de semillas para la recolonización de las áreas quemadas (Kitzberger y Veblen 1999, Veblen *et al.* 2003). Esta característica puede haberle conferido a *A. chilensis* una ventaja comparativa frente al *N. dombeyi* en sitios donde ésta última también podría desarrollarse, permitiendo a *A. chilensis* dominar los rodales en el proceso de recolonización. En sitios húmedos, más al oeste y en cañadones, donde la mayor humedad ambiente también pudo haber reducido la intensidad del fuego, *N. dombeyi* encontró refugios, a partir de los cuales inició su recolonización (Veblen y Lorenz 1987, Kitzberger y Veblen 1999).

Estructura y dinámica natural

Los bosques de *A. chilensis* han estado sometidos a distintos regímenes de perturbaciones como sismos, viento y herbivoría, pero ha sido el fuego el disturbio más importante (Veblen *et al.* 1992, Kitzberger 1994). La distribución natural y las estructuras actuales de los bosques de *A. chilensis* están determinadas por el efecto de incendios naturales y antrópicos como se mencionó anteriormente, principalmente los producidos por colonos europeos entre fines del siglo XIX y principios del XX (Willis 1914, Veblen y Lorenz 1987, Kitzberger 1994, Defossé *et al.* 2015). Si bien es una especie longeva, de la cual se tienen registros de hasta 400 y 1.000 años de edad (LaMarche *et al.* 1979, Villalba 1995), predominan rodales con edades que no superan 100-150 años, cuya renovación se inició luego de los grandes incendios de los colonos (Veblen y Lorenz 1987, Kitzberger 1994, Loguercio 1997). Los rodales sanos y sin intervenciones se encuentran, en general, en fase de exclusión de fustes (*sensu* Oliver y Larson 1996), sin haber llegado aún a la etapa madura en la que se activan los procesos de renovación.

Las condiciones de sitio tienen un importante efecto en el establecimiento y desarrollo de plantas de regeneración natural postfuego, lo que ha influido sobre la estructura de los rodales dominados por *A. chilensis* (Veblen y Lorenz 1987, Kitzberger 1994, Loguercio 1997, Veblen y Lorenz 1998). En ambientes con mayor precipitación (superior a 900 mm/año), después de la acción del fuego se formaron estructuras regulares, desarrolladas a partir de cohortes establecidas en un período de entre 5 y 25 años, que se puede haber prolongado hasta por 60 años (figura 6.2 A, B y C), luego de lo cual el reclutamiento de plantas de regeneración se interrumpió cuando el dosel se cerró completamente.

En la etapa de exclusión del crecimiento (*sensu* Oliver y Larson 1996), esta estructura, con una distribución del número de árboles por clase diamétrica propia de bosques coetáneos, presenta en su primera etapa de diferenciación de tamaños una forma exponencial negativa (figura 6.2 D). Con el tiempo, por la mortalidad de individuos del estrato inferior (intermedios y suprimidos) por efecto de la competencia, la forma evoluciona hacia la típica forma de campana (figura 6.2 E y F). A medida que pasan los años, disminuye el número de plantas por auto-raleo (figura 6.2 F).

En sitios más secos, con precipitación inferior a 800 mm/año o suelos arenosos, predominan estructuras disetáneas (estratificadas), con más de dos clases de edad (figura 6.3 A). Estas estructuras, también desarrolladas después de incendios, se forman por

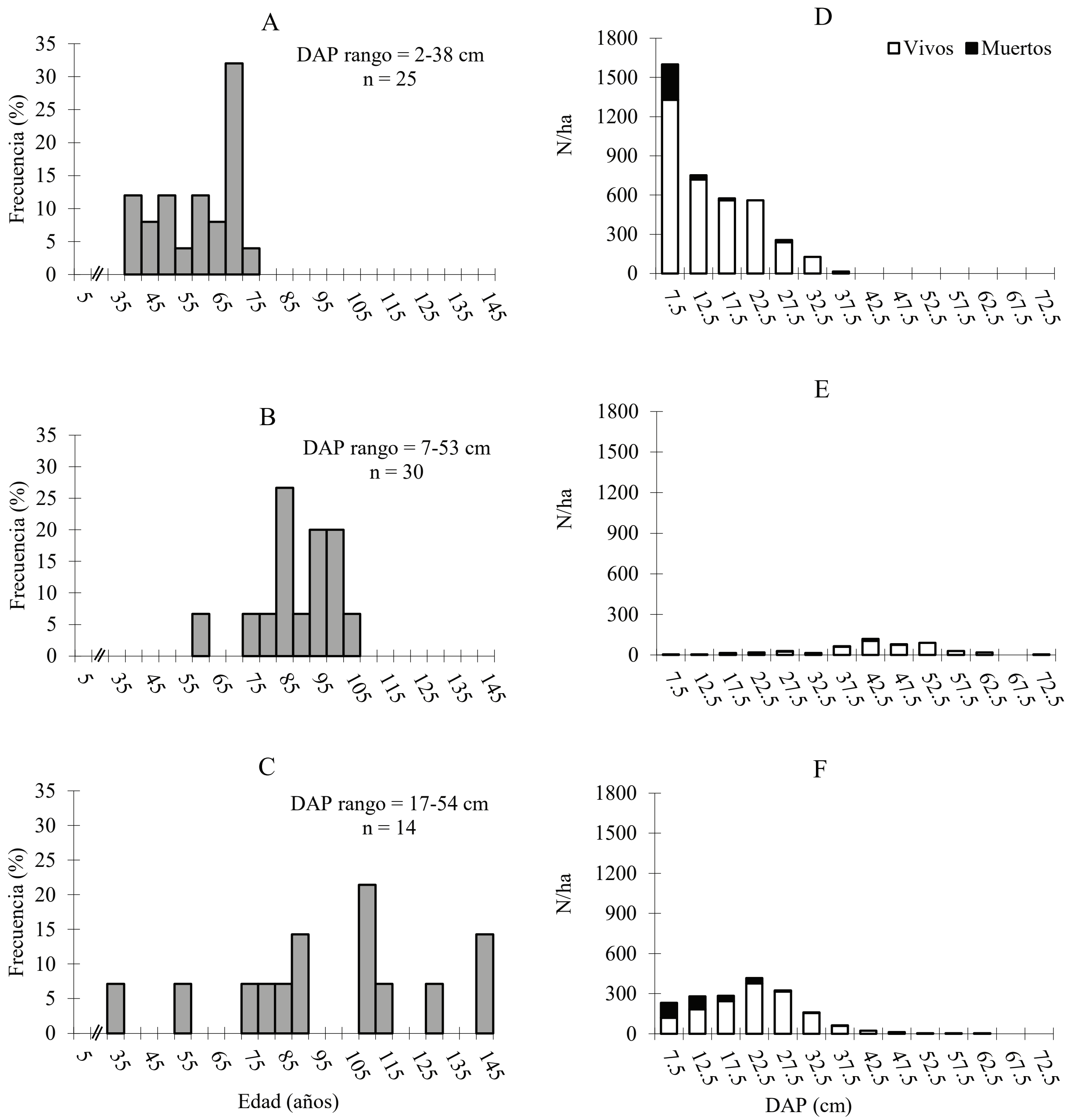


Figura 6.2 Distribuciones de frecuencia de edades (A, B y C) y distribuciones del número de árboles por clases diamétricas (D, F y E) de 3 rodales densos de *A. chilensis* de estructura regular, ubicados en sitios con precipitación superior a 1.000 mm/año. Los datos pertenecen a parcelas circulares de 1.000 m² del Cuartel Forestal Loma del Medio-Río Azul (Río Negro, Argentina). Frecuencia (%): frecuencia porcentual por clase de edad de 5 años. n: número de árboles tarugados por parcela. N/ha: número de árboles por hectárea (Fuente: Loguercio 1997).

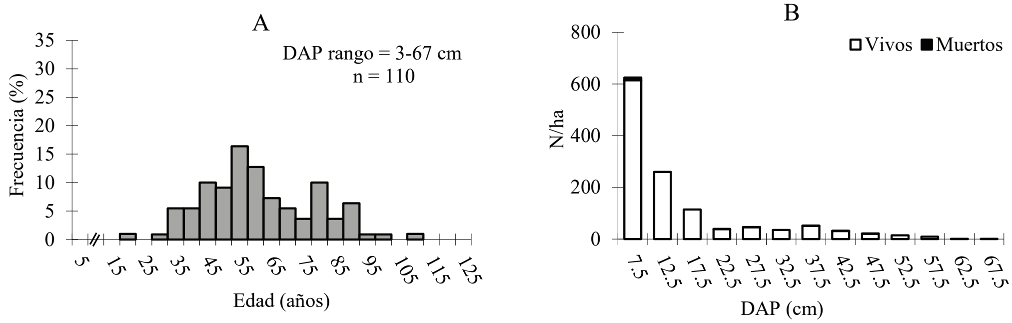


Figura 6.3 Distribución de frecuencias de edades (A) y distribución del número de árboles por clases diamétricas (B) en un rodal de A. chilensis de estructura irregular que ocupa 3 ha, en la Reserva Forestal El Guadal (Río Negro, Argentina). No se incluyen los individuos menores de 5 cm de DAP, los cuales representan cerca de 20.000 por ha. Frecuencia (%): frecuencia porcentual por clase de edad de 5 años. n: número de árboles tarugados por parcela. N/ha: número de árboles por hectárea. (Fuente: Loguercio 1997).

un proceso de regeneración más lento pero continuo en el tiempo, bajo condiciones más rigurosas por la menor humedad. La distribución de frecuencias diamétricas adopta la forma de "J" invertida (figura 6.3 B), típica de bosques disetáneos.

Declinación y mortalidad por el *mal del ciprés*

Desde hace más de 50 años el *mal del ciprés*, una enfermedad que produce defoliación, daños en las raíces y mortalidad (Varsavsky *et al.* 1975, Hranilovic *et al.* 1989, Rajchenberg y Cwielong 1993), es un disturbio que afecta la dinámica de los rodales de *A. chilensis* (Loguercio 1997, Loguercio *et al.* 1998, Amoroso y Larson 2009 y 2010). Sus efectos se han expandido a gran parte del área de distribución de la especie, pero son más intensos en sitios húmedos (Baccala *et al.* 1998, La Manna *et al.* 2008 y 2014), donde predominan los rodales coetáneos y en especial con deficiencia de drenaje por un horizonte de arcilla que suele aparecer a escasa profundidad (La Manna y Rajchenberg 2004, La Manna *et al.* 2008). Si bien durante mucho tiempo no se había podido determinar y aislar el agente causal (El Mutjar y Andenmatten 2007), investigaciones recientes indican que el mismo es *Phytophthora austrocedri* Gresl. & E.M. Hansen, un hongo del suelo que actúa a nivel de las raíces en medio húmedo (Greslebin *et al.* 2007, Greslebin y Hansen 2010). En algunos sitios se han observado síntomas similares de defoliación, aunque en general en árboles jóvenes, pero en ausencia de *Phytophthora,* se ha adjudicado el efecto a *Cinara cupressi* Buckton, un pulgón exótico que afecta a las cupresáceas. Este pulgón se ha registrado en gran parte de Chile, afectando tanto a las especies exóticas como a las nativas *A. chilensis* y *Fitzroya cupressoides* (Molina) I.M. Johnst (Montalva *et al.* 2010).

Además del sitio, se han detectado interacciones con el clima que predisponen una reducción de crecimiento y el inicio de la mortalidad (Cali 1996, Mundo *et al.* 2010, Amoroso *et al.* 2015), calificándolo como un proceso de declinación (El Mutjar y Andenmatten 2007, El Mutjar 2009). En particular, se ha citado que eventos extremos de sequía de primavera y verano favorecen el inicio del decaimiento (Mundo *et al.* 2010, Amoroso *et al.* 2015). Asimismo, se ha observado que las plantas femeninas, que en general representan entre 35 y 45 % en área basal de los rodales (Loguercio 1997), serían más sintomáticas que las masculinas (El Mutjar *et al.* 2012). No obstante las causas y agentes predisponentes, esta enfermedad constituye un disturbio que altera la estructura y dinámica de los rodales, sin posibilidad de exclusión, al menos hasta el presente, y por lo tanto con implicancias directas para el manejo (Loguercio y Rajchenberg 2004, Amoroso y Larson 2009 y 2010).

Según evaluaciones realizadas en rodales enfermos, pueden ser afectados árboles de cualquier dimensión y posición social (Loguercio 1997, Loguercio *et al*. 1998). Asimismo, se observó una reducción en el crecimiento de los últimos años en los árboles enfermos respecto a los sanos del estrato superior (dominantes y codominantes), así como en los del estrato inferior (intermedios y suprimidos). El crecimiento en diámetro para árboles enfermos y sanos, se ubica entre 1,0 y 4,0 mm/año, y entre 0,3 y 2,0 mm/año para el estrato superior e inferior, respectivamente (Loguercio 1997, Loguercio *et al.* 1998). Los cambios a nivel de árbol individual tienen consecuencias a nivel de rodal. Los árboles vivos remanentes, con y sin síntomas, aprovechan el espacio de crecimiento no utilizado por los árboles enfermos y muertos. Según observaciones de Amoroso y Larson (2010), luego de la mortalidad parcial de árboles por el *mal del ciprés*, el crecimiento del rodal se distribuyó un 75% en individuos del estrato inferior y tan sólo el 25 % restante en el estrato superior.

Con el fin de evaluar el cambio temporal del crecimiento se realizó un estudio comparativo, mediante análisis fustal de pares de árboles dominantes o codominantes, uno sano y el otro fuertemente afectado por el *mal del ciprés*, de dimensiones similares y en condiciones de competencia comparables (Loguercio 1997). La selección de los pares se hizo con alta rigurosidad.

La reducción del incremento en los individuos enfermos de cada par, que al momento del estudio presentaban un estado avanzado de defoliación, próximo a la muerte, transcurrió en un período de tiempo variable. Por un lado hubo plantas enfermas que redujeron su incremento en un lapso relativamente corto, entre 5 y 25 años (figura 6.4 A), mientras que en otras la reducción fue gradual, en un tiempo más extenso, entre 25 y más de 50 años (figura 6.4 B).

Estos resultados coinciden con los encontrados por Cali (1996), Mundo *et al*. (2010) y Amoroso *et*

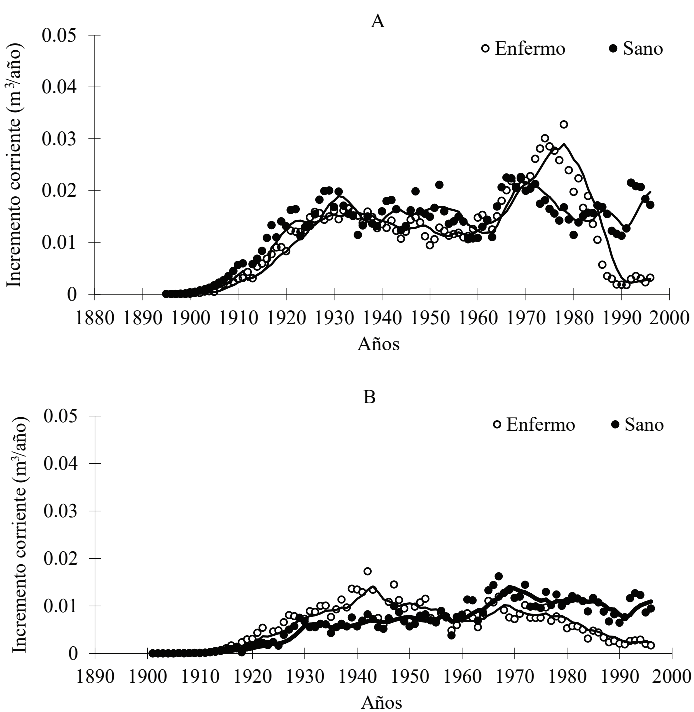


Figura 6.4 Ejemplos de la disminución del incremento corriente anual en volumen de individuos de *A. chilensis* enfermos (círculo blanco) respecto a su par sano (círculo negro). A) reducción abrupta en un período corto de tiempo (10-20 años). B) reducción paulatina (40-60 años). Muestreos realizados en las cercanías de El Bolsón (Río Negro), Argentina (Fuente: Loguercio 1997).

al. (2015) e indican que la enfermedad puede estar presente muchos años antes que se manifieste una pérdida de hojas intensa, lo que dificulta reconocer si la planta está sana o enferma antes que la defoliación sea extrema. Se pueden realizar observaciones sobre heridas a nivel de las raíces para detectar *Phytophthora*, pero en inventarios forestales para asignación de manejo, donde la toma de datos es expeditiva, resulta dificultoso realizar este tipo de evaluaciones.

El hecho que árboles afectados resistan frente a la enfermedad por muchos años implica que, mientras estén vivos aportan con su crecimiento a la producción del rodal. La madera de los árboles muertos por el *mal del ciprés* conserva su valor comercial por al menos 5 años, luego de lo cual al secarse comienza a agrietarse, reduciendo sus posibilidades de destino para el aserrado (Chauchard y Barnaba 1986, Loguercio 1997). Estos son aspectos importantes a considerar a la hora de discernir sobre las posibles pautas de manejo.

La reducción de la densidad que produce la enfermedad libera recursos, y a partir de cierto umbral se gatilla el proceso de regeneración natural (Loguercio 1997, Amoroso y Larson 2009). Evaluaciones realizadas en rodales intervenidos y con *mal del ciprés* no mostraron una relación de dependencia entre la densidad de renovales de *A. chilensis* y la cobertura del dosel, entendiendo por renovales individuos con DAP menor a 5 cm, que no pertenecen al grupo de los suprimidos y que forman parte de una nueva cohorte (*sensu* Oliver y Larson 1996).

El número de renovales bajo cobertura de árboles del dosel, sin embargo, se mostró correlacionado con la densidad de otras especies del sotobosque (Loguercio 1997, Loguercio *et al.* 1998). En la figura 6.5 se presentan resultados del relevamiento en 9

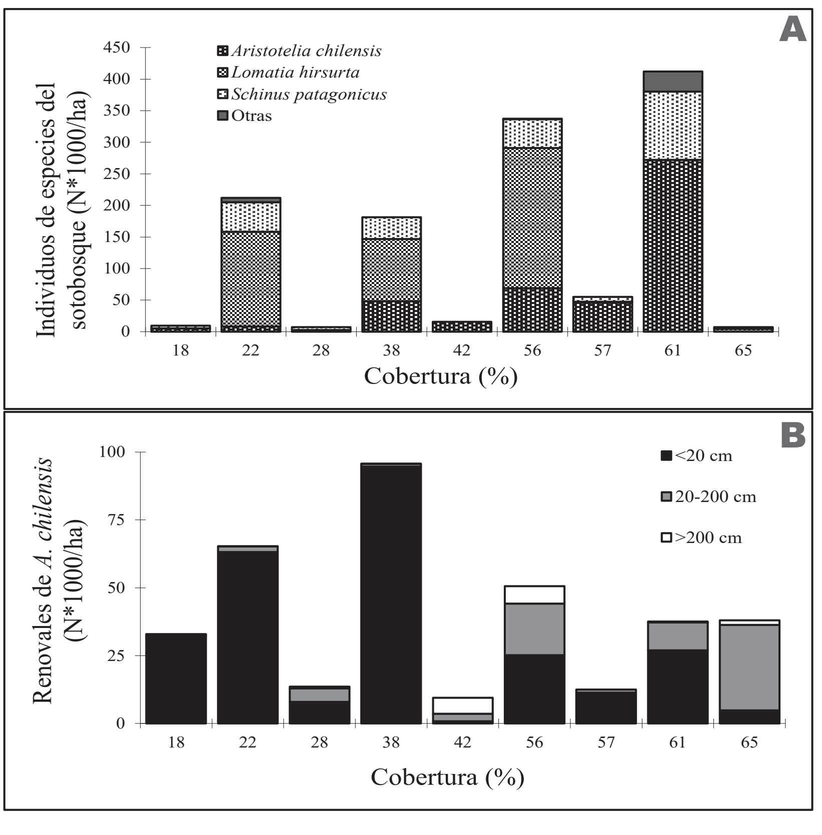


Figura 6.5 Densidad de arbustos del sotobosque (A) y de plantas de regeneración natural de *A. chilensis* (B) bajo el dosel arbóreo de rodales enfermos e intervenidos. A) número de plantas por hectárea de las especies arbustivas presentes en el sotobosque con tamaño entre 5 cm de altura y 5 cm de DAP. B) número de renovales de *A. chilensis* por hectárea bajo coberturas de dosel arbóreo, según clases de alturas. Cuartel Forestal Loma del Medio-Río Azul, El Bolsón, Provincia de Río Negro, Argentina. Laura: *Schinus patagonicus* (Phil.) I.M. Johnst ex Cabrera, radal: *Lomatia hirsuta* (Lam.) Diels, maqui: *Aristotelia chilensis* (Molina) Stuntz. (Fuente: Loguercio 1997).

parcelas cuadradas de 400 m^2 de rodales postfuego, originalmente coetáneos, con baja densidad y abiertos por el *mal del ciprés*, donde la precipitación es de aproximadamente 1.000 mm/año. Se puede observar que la mayor densidad de arbustos en el sotobosque coincide con un mayor número de renuevos de *A. chilensis*, en especial de menos de 20 cm de altura. Se deduce que el sotobosque habría producido un efecto nodriza para el establecimiento de la regeneración de *A. chilensis*. Ensayos de reforestación con *A. chilensis* en bosques degradados, con distintos tratamientos de cobertura arbórea y sotobosque, corroboraron la importancia de la protección en la etapa de establecimiento de la regeneración (Loguercio 1997, Urretavizcaya *et al.* 2012, Urretavizcaya y Defossé 2013, Urretavizcaya 2015).

Los resultados anteriores permiten concluir que el manejo silvicultural de los bosques de *A. chilensis* depende de la presencia y grado de afectación del *mal del ciprés*. Por ello es necesario diferenciar una silvicultura posible para rodales en apariencia sanos, de otra para los rodales claramente afectados por el *mal del ciprés* (Loguercio 1997). Llamamos rodales en apariencia sanos y no simplemente sanos debido a que, aunque no se detecte mortalidad y defoliación intensa (criterio para valorar la intensidad del ataque del *mal del ciprés*), no se puede asegurar que el rodal o parte de él esté libre de la enfermedad. Sobre la base anterior, a continuación se presentan pautas silviculturales para las primeras intervenciones como proceso de manejo adaptativo.

Propuestas silviculturales para *A. chilensis*

Silvicultura de rodales en apariencia sanos. Sobre la base del conocimiento de la biología de la especie, la estructura y su dinámica natural, se presentan criterios silviculturales para la toma de decisiones prácticas, adaptada al estado actual de cada rodal. Si bien existen patrones generales del proceso de recolonización postfuego, los rodales de *A. chilensis* presentan una gran heterogeneidad, determinada por condiciones naturales y por la influencia del uso antrópico (Schmidt 1985, Veblen y Lorenz 1987, Kitzberger 1994, Loguercio 1997). La aplicación de una silvicultura adaptativa más flexible, frente a un mosaico de estructuras que varían en densidad y tamaño de los árboles en poca distancia, implica no definir *a priori* una intervención siguiendo un sistema silvicultural tradicional, en base a parámetros fijos generalmente tendiente a homogeneizar la estructura del rodal. Se considera más apropiado adaptar las intervenciones a las variadas estructuras presentes en base a tres criterios, combinando la mirada sobre los árboles individuales y sobre el conjunto en el rodal. Los criterios de diagnóstico propuestos son:

1. la calidad y distribución de los mejores individuos dentro del rodal,
2. la estabilidad de los árboles y
3. la regeneración natural.

En cuanto al primer criterio, calidad y distribución de los mejores individuos dentro del rodal, un árbol técnicamente bueno para la producción de madera de calidad es aquel que tiene un fuste recto, ramas finas en la parte baja del fuste y buena vitalidad (copa grande y de color verde intenso) (Burschel y Huss 1997). Ramas finas en *A. chilensis* se producen solo bajo altas densidades durante las primeras décadas de vida (Loguercio 1997). Dado que la especie no posee poda natural, si el objetivo fuera producir madera libre de nudos, el fuste debería ser podado hasta por lo menos 5-6 m de altura, en sucesiva intervenciones (Schmidt 1985, Loguercio 1997). Las mismas deberían realizarse cuando el diámetro en la base de la porción a podar no supere los 10-12 cm. Para que una poda de calidad tenga sentido se debe realizar oportunamente y el árbol debe llegar a la cosecha con un DAP de por lo menos 45-50 cm (Burschel y Huss 1997). Un objetivo para las primeras intervenciones debería ser mejorar la calidad tecnológica del rodal, expresada a través del porcentaje de árboles vitales, con fustes de buena forma, capaces de producir madera de alta calidad. Las intervenciones siguientes deberían,

consecuentemente, favorecer el incremento de los mismos árboles hasta su cosecha.

Respecto al segundo criterio, estabilidad de los árboles, en los bosques regulares postfuego de *A. chilensis* predomina la fase de exclusión de fustes (*sensu* Oliver y Larson 1996), por ello en general deberían aplicarse raleos de conducción. Las intervenciones no deben disminuir ni poner en riesgo la estabilidad colectiva del rodal, que puede ser evaluada por la relación altura/diámetro por clase social. En correspondencia con lo observado en otras coníferas (Burschel y Huss 1997, O´Hara 2014), un valor de relación altura/diámetro de 80 podría ser utilizado de referencia o umbral para *A. chilensis* (Loguercio 1997). Se ha observado que por debajo de ese valor los árboles individuales son resistentes a los agentes físicos (nieve y viento), mientras que por encima la estabilidad se logra solo por efecto del colectivo o conjunto de individuos (Loguercio 1997). Deben evitarse cortas intensas (por ejemplo más del 30% del área basal), principalmente en rodales que crecieron a alta densidad, donde los árboles tienen baja estabilidad individual. Allí deben realizarse raleos suaves y progresivos para mejorar la estabilidad. En este sentido, es una ventaja que la madera de productos de pequeñas dimensiones de *A. chilensis*, como varillones, postes de alambrado y postes telefónicos tengan valor en el mercado.

En cuanto al tercer criterio, la regeneración natural, es un aspecto a atender no sólo si el rodal completo debe ser regenerado sino también si aun siendo coetáneo o disetáneo, presenta una ocupación del sitio deficiente. Una ocupación deficiente existe, en ambas estructuras cuando grandes espacios libres no pueden ser aprovechados por árboles circundantes en un período máximo de 20 años, dependiendo de la calidad de sitio. En tal caso, ese espacio libre del rodal debería ser ocupado por nuevos renovales que utilicen los recursos del sitio, para lo cual es necesaria la presencia de plantas en el sotobosque que mantengan la cobertura de protección necesaria para el establecimiento de la regeneración de *A. chilensis*, como se indicó anteriormente (figura 6.5).

En el cuadro 6.1 se presentan resultados de intervenciones en dos rodales de estructura regular e irregular, aplicados a escala operativa, siguiendo los criterios descriptos. En el rodal con estructura regular, por la aplicación de un raleo por lo bajo y de mejora, se obtuvo una producción con destino para el aserrado de 46 m^3/ha y de 10 m^3/ha de leña. En el rodal de estructura irregular, mediante una entresaca y aclareo de liberación de árboles futuro en las clases diamétricas menores, se obtuvieron 47 m^3/ha de productos con destino para el aserrado y 17 m^3/ha de leña. La mayor cantidad de leña en esta estructura se debe a las ramas gruesas de los árboles de la entresaca. Las intervenciones adaptadas a la estructura actual, que resultaron de intensidad baja a media (13 y 19 % en volumen, respectivamente), no ocasionaron un cambio importante en las estructuras (cuadro 6.1). Sin embargo, al haber liberado de la competencia a los mejores individuos, se logró una mejora en la calidad media del rodal.

Silvicultura de rodales enfermos. Frente al avance territorial del *mal del ciprés*, durante varios años se prescribieron cortas de saneamiento. Estas cortas consistían en la extracción de plantas muertas y en estado avanzado de defoliación, asumiendo que así se reduciría el foco de infección, y se controlaría la

Cuadro 6.1 Producción forestal de intervenciones realizadas en rodales dominados por *A. chilensis* en apariencia sanos, de estructura regular e irregular en la Reserva Forestal El Guadal, El Bolsón, Provincia de Rio Negro. Argentina (Fuente: Loguercio 1997).

Estructura	Superficie (ha)	Área basal (m^2/ha)		Corta (%)	Producción de la corta (m^3/ha)		
		Pre-intervención	Post-intervención		Madera	Leña	Total
Regular	1,3	62	54	13	46	10	56
Irregular	3,6	36	29	19	47	17	64

progresión de la enfermedad (Chauchard y Barnaba 1986, van Konynenburg 1990). Registros a nivel de grupos de rodales, con superficies de entre 8 y 90 ha, en el Cuartel Forestal Loma del Medio-Rio Azul (El Bolsón, Provincia de Rio Negro, Argentina), arrojaron intensidades de corta en volumen con objetivos de saneamiento entre 6 y 32%, realizadas en algunos rodales en forma reiterada a lo largo de 10 años.

El monitoreo de tres rodales próximos, ubicados en un predio en la localidad de Epuyén (Provincia de Chubut, Argentina), permitió comprobar que el saneamiento no fue efectivo. A los pocos años de realizada la intervención, se registraron nuevamente plantas defoliadas y muertas, lo que ocurrió en forma recurrente luego de nuevas cortas de saneamiento (Loguercio y Rajchenberg 2004).

Del monitoreo de la evolución de la enfermedad surgen dos aspectos:

1. Como ya fue mencionado, cualquier individuo del rodal puede ser afectado, independiente de su edad y tamaño.
2. La pérdida de densidad por progresión de la enfermedad conduce a un desmoronamiento de la estructura, que puede llevar a la pérdida de bosque si el rodal fuera sometido a uso ganadero que impidiera el desarrollo de la regeneración natural.

El último aspecto se acentúa por la propia reducción de densidad que expone a los árboles enfermos con sus raíces dañadas, a ser volteados por el viento. Es común observar en rodales muy afectados, árboles descalzados de diferentes tamaños, con sus raíces podridas expuestas (Loguercio y Rajchenberg 2004).

Otro ejemplo de cortas de saneamiento que no fueron efectivas en controlar la enfermedad se presenta en el bosque dominado por *A. chilensis* del Cuartel Loma del Medio-Río Azul, en la Provincia de Río Negro, cuyo Plan de ordenación prescribió en su inicio esta intervención sobre toda la superficie (Chauchard y Barnaba 1986). Se planificó la extracción de las plantas muertas, acumuladas por varios años en los rodales, y aquellas con intensa defoliación por un total de 25.000 m^3 (5.000 m^3/año durante 5 años, a razón de 12 y 55 m^3/ha) para luego implementar el sistema de aclareos sucesivos con un turno de 80 años y período de regeneración de 20 años (Chauchard y Barnaba 1986). Contrariamente a lo esperado, la enfermedad continuó su avance sobre plantas aparentemente sanas. Los rodales que teóricamente se habían saneado, presentaron a los pocos años nuevos árboles enfermos y muertos. Ello obligó a reiterar las intervenciones, habiéndose perdido el objetivo de controlar la enfermedad. Entre 1987 y 1996 se extrajo de una superficie de 1354 ha, entre lo muerto acumulado y lo muerto en el periodo, 32.800 m^3, lo que significó 7.800 m^3 más de lo previsto (Loguercio 1997).

El principio de la sostenibilidad productiva del manejo forestal establece que el volumen de corta no debe ser superior al crecimiento. En ese sentido se realizó una evaluación de la mortalidad por el *mal del ciprés* y del crecimiento corriente en volumen en rodales enfermos con base en un monitoreo de un grupo de rodales, ensayos de raleo y parcelas permanentes (cuadro 6.2) (Loguercio 1997). Si bien se observaron variaciones entre las distintas fuentes de información, en promedio la mortalidad y el crecimiento estuvieron equilibrados en un valor cercano a 4 m^3/ha/año (cuadro 6.2). Como resultado del crecimiento de los árboles enfermos, que como se indicó pueden sobrevivir muchos años, y de la incorporación de individuos a la primera clase diamétrica, cabría la posibilidad que este manejo extensivo genere una producción sostenida. Este sistema de intervenciones lo hemos denominado Cortas de mejoramiento, recuperación y regeneración natural.

La corta de mejoramiento, cuyo objetivo es mejorar la vitalidad y la calidad maderable media de los árboles remanentes del rodal sin manejo silvicultural previo, se aplicaría en las 2 o 3 primeras intervenciones, extrayendo árboles mal formados de todos los tamaños, cuyo crecimiento no aporta a la producción maderable del rodal (solo para leña).

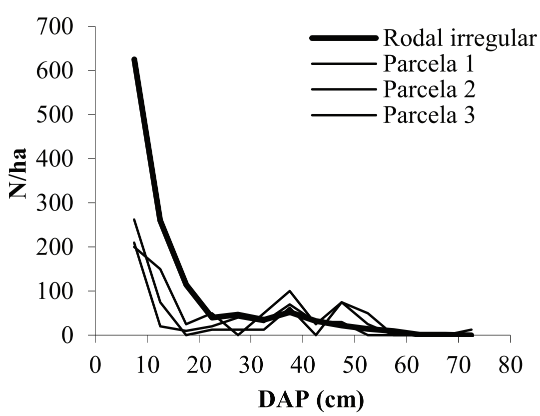
Cuadro 6.2 Mortalidad e incremento corriente anual en volumen de varios rodales y parcelas de *A. chilensis* afectados con *mal del ciprés* en distintos rodales en El Bolsón (Provincia de Rio Negro, Argentina), Epuyén y Trevelin (Provincia de Chubut, Argentina).

Ubicación	Superficie (ha)	Mortalidad (m^3/ha/año)	Incremento corriente (m^3/ha/año)
Loma del Medio-Río Azul (15 rodales)	607,0 (8,0-94,0)	2,1 (0,2-4,2)	-
Epuyen	18,0	3,2	3,3
Loma del Medio-Río Azul (7 parcelas permanentes)	0,7	11,8	4,6
Ensayo de raleo Rodal 72 Loma del Medio (4 parcelas)	1,0	3,0	5,2
Ensayo de raleo, Trevelin. (4 parcelas)	1,0	1,3	3,9
Promedio		4,0	4,2

La corta de recuperación, cuyo objetivo es no perder el valor comercial de los árboles enfermos por el *mal del ciprés*, se ejecutaría mediante la extracción de los árboles solo después de su muerte. Por último, la promoción de la regeneración natural, consiste en generar las condiciones para el establecimiento y normal desarrollo de la misma, para lo cual es necesaria la presencia del sotobosque para brindar protección a los renovales hasta que superen los 50-100 cm de altura.

Se establece así un ciclo de corta que considera un tiempo de descanso para la estabilización del sitio y un volumen comercial de las plantas muertas que justifique financieramente la intervención. Pero al mismo tiempo no debe ser tan extenso que disminuya la calidad de la madera. *A priori* se sugiere entre 5 y 10 años. Como resultado de este manejo, las estructuras, predominantemente regulares, tenderán a transformarse a irregulares debido a la regeneración permanente que ocupará los espacios dejados por los árboles cortados (figura 6.6 y 6.7).

Conversión a bosque mixto de A. chilensis – N. dombeyi. En rodales *de A. chilensis* enfermos, *N. dombeyi* puede establecerse junto a *A. chilensis* cuando existe una fuente de semilla cercana. Amoroso y Larson (2009) informaron que cuando la mortalidad por el *mal del ciprés* varía entre 5 y 30% en área basal, se favorece el establecimiento de plantas de regeneración de *A. chilensis*, pero cuando es superior al 30% se favorece el establecimiento de plantas de regeneración de *N. dombeyi.* Este crece más rápido que *A. chilensis*, aumentando la productividad de los rodales (Loguercio 1997). Mientras rodales bien poblados de *A. chilensis* de 60-80 años presentan un crecimiento



Parámetros	Irregular	Parc. 1	Parc. 2	Parc.3
Renovales/ha	20.625	1.250	2.500	1.250
N/ha	1.254	725	550	450
AB (m^2/ha)	36,5	48,2	35,1	24,4

Renovales de *A. chilensis* > 5 cm m de altura a 5 cm de DAP.

Figura 6.6 Distribución de frecuencias de árboles por clases diamétricas de un rodal de A. chilensis de estructura irregular y de tres parcelas de 1.000 m^2 afectadas por el mal del ciprés en proceso de transformación a una estructura irregular. Sitio: Cuartel Forestal Loma del Medio-Río Azul, El Bolsón, Provincia de Río Negro (Argentina) (izquierda). A la derecha se presenta un cuadro con los parámetros dasométricos del rodal y de las tres parcelas (Fuente: Loguercio 1997).

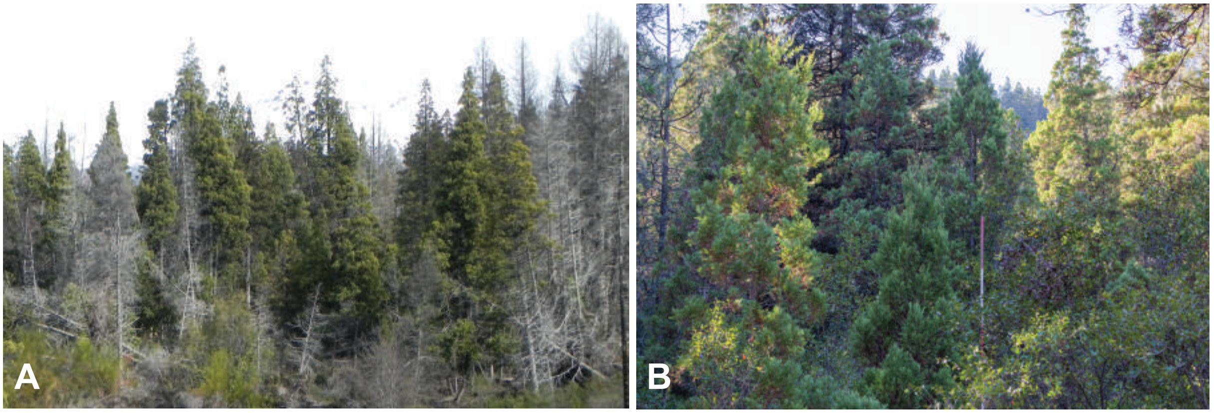


Figura 6.7 Ejemplos de rodales de A. chilensis con daños por el mal del ciprés. A) con defoliación y mortalidad y B) con regeneración avanzada (> 2 m), mostrando la tendencia a estructura irregular (Fotografías G. Loguercio).

corriente de 2,5 m^3/ha/año en un sitio pobre en Trevelin (Provincia de Chubut) y entre 4,8 y 7,5 m^3/ha/año en mejores sitios dentro del Cuartel Forestal Loma del Medio-Río Azul (El Bolsón, Provincia de Río Negro), los rodales mixtos de *A. chilensis-N. dombeyi* en condiciones similares al mismo Cuartel Forestal, tienen crecimientos de entre 9 y 13 m^3/ha/año, dependiendo de la calidad de sitio (cuadro 6.3). Como ejemplo, la parcela permanente PP18, con una participación en volumen de *N. dombeyi* de 37%, aportó el 60 % del incremento corriente en volumen (Loguercio 1997). Las mismas tendencias mostraron la PP12 y 13 (cuadro 6.3).

El hecho que *N. dombeyi* puede establecerse en rodales enfermos, que en el futuro incrementarán su productividad, sumado a que produce madera de calidad, representa una oportunidad para desarrollar una silvicultura más intensiva para los rodales enfermos de *A. chilensis*. La misma consiste en el proceso de conversión de rodales dominados por *A. chilensis* a mixtos de *A. chilensis-N. dombeyi* mediante la regeneración natural y su posterior conducción para

Cuadro 6.3 Existencias e incremento corriente en volumen de parcelas permanentes en rodales puros de *A. chilensis* y mixtos de *A. chilensis-N. dombeyi*. En las columnas de Volumen e Incremento corriente se expresan valores relativos (%) entre paréntesis. (Fuente: Loguercio 1997).

Tipo Forestal		Edad (años)	Densidad (N/ha)	Área Basal (m^2/ha)	Altura dominante (m)	Volumen (m^3/ha)	Incremento corriente (m^3/ha/año)
A. chilensis puro	PP11	60	350	18,6	21,8	351	7,3
	PP72	65	1157	37,0	19,2	247	4,8
	PPBer	83	2341	41,9	15,2	238	2,6
Mixto PP18	*A. chilensis*	64	1200	37,0	19,1	226 (63)	5,1 (40)
	N. dombeyi	39	590	16,2	21,1	131 (37)	7,5 (60)
	Total		1790	53,2		357	12,6
Mixto PP12	*A. chilensis*	n.d.	840	22,1	19,4	170,0 (60)	4,5 (38)
	N. dombeyi	n.d.	120	11,0	19,4	113,7 (40)	7,2 (62)
	Total		960	33,1		283,7	11,7
Mixto PP13	*A. chilensis*	n.d.	550	24,7	23,1	217,3 (57)	3,4 (36)
	N. dombeyi	n.d.	730	16,1	19,6	166,2 (43)	6,0 (64)
	Total		1280	40,8		383,5	9,4

mantener la composición y favorecer el crecimiento de los mejores árboles. La conducción incluirá raleos sobre *N. dombeyi* para mantener su densidad por debajo de cierto umbral de participación, que permita a *A. chilensis* mantenerse y seguir produciendo, acorde al ritmo de evolución de la enfermedad, sin ser excluido por la competencia interespecífica. Los individuos de *N. dombeyi* de calidad deberían ser conducidos mediante podas para producir madera libre de nudos a la cosecha. El umbral de participación de *N. dombeyi* aún no ha sido determinado.

Con el fin establecer parámetros de manejo para el proceso de conversión y conducción del bosque mixto se han iniciado las siguientes investigaciones:

1. Establecer la relación entre el espacio de crecimiento ocupado por especie y estrato (dominantes+codominantes e intermedios+suprimidos), expresado mediante el índice de área foliar y sus crecimientos. Esta relación será utilizada para el control de la densidad de manejo.
2. Evaluar la supervivencia y crecimiento de renovales por especie en función de la luz y agua disponible bajo condiciones controladas en vivero y en plantación a campo.
3. Analizar el crecimiento de la regeneración natural por especie en función del gradiente de cobertura del dosel de rodales de *A. chilensis* enfermos, expresado a través del índice de área foliar.

Discusión sobre las nuevas tendencias de la silvicultura y el manejo de los bosques de *A. chilensis*

La elección de un sistema silvicultural tradicional a largo plazo, no considera los impactos de disturbios no previstos, que con alta probabilidad pueden ocurrir a lo largo del tiempo. La previsibilidad en base al régimen histórico permite su consideración, pero con alta incertidumbre. La integración de disturbios de pequeña-mediana escala según su régimen, por emulación o en forma directa incluyendo en el manejo sus posibles impactos mediante una silvicultura más flexible, puede conducir a bosques multietáneos, con estructuras más resistentes y resilientes particularmente frente a escenarios de cambio futuros (Puettmann *et al*. 2009, O´Hara y Ramage 2013, Messier *et al.* 2013, Bravo-Oviedo *et al*. 2014).

Como se indica en el presente trabajo, los bosques de *A. chilensis* tienen al *mal del ciprés* como un disturbio relevante que afecta la dinámica natural y condiciona las posibilidades de manejo silvicultural. Bajo la visión silvícola tradicional, para rodales sanos o virtualmente sanos, se ha propuesto para el manejo coetáneo, el sistema silvicultural de aclareos sucesivos (cortas de protección) (Chauchard y Barnaba 1986); y para el manejo disetáneo, cortas de mejoramiento y entresaca (van Konynenburg 1990). Para rodales afectados por el *mal del ciprés* se han propuesto cortas de saneamiento con el objetivo de controlar y excluir la enfermedad, para luego manejarlos como bosques sanos (Chauchard y Barnaba 1986). Con la enfermedad presente, estas propuestas no han sido efectivas dado que los síntomas del *mal del ciprés* (defoliación, pérdida de crecimiento y mortalidad) fueron recurrentes a los pocos años de ejecutada.

Amoroso y Larson (2009 y 2010) han propuesto imitar los procesos que inducen la mortalidad mediante cortas parciales y estimular el proceso de regeneración natural en claros ampliando la corta alrededor de árboles muertos y enfermos, como un sistema de selección en grupos (cortas en claros de dosel) antes que los árboles mueran o manifiesten la defoliación, procurando lograr bosques más sanos. Sin embargo, como se ha indicado, las cortas de saneamiento han demostrado no ser exitosas. La corta de árboles antes de su muerte implica la imposibilidad de aprovechar su producción futura (Loguercio 1997), que se lograría por el crecimiento de individuos que, aún con síntomas de la enfermedad, permanecen vivos por varias décadas (Cali 1996, Loguercio *et al.* 1998, Mundo *et al*. 2010, Amoroso y Larson 2009 y 2010, Amoroso y Daniels 2010, Amoroso *et al*. 2015). Además, el mantenimiento de esos árboles, que una parte son femeninos y

por ello proveedores de semillas, contribuye al proceso continuo de regeneración natural, favoreciendo la transformación hacia una estructura disetánea. Cuando se extraen árboles vivos en rodales enfermos, se reduce la densidad, y los individuos enfermos, que tienen sus raíces parcialmente afectadas, quedan más expuestos a los vientos y al descalce (Loguercio 1997, Loguercio y Rajchenberg 2004).

Ante la imposibilidad de controlar este disturbio recurrente de mediana intensidad se proponen formas de manejo acordes al grado de afectación de los rodales por el *mal del ciprés* (Loguercio 1997, Loguercio *et al.* 1998). Esta propuesta coincide conceptualmente con las ideas de integración de disturbios en la silvicultura multietánea de O´Hara y Ramage (2013). Cuando el rodal está en apariencia sano, aunque no está libre de la posible ocurrencia futura de la enfermedad, se puede proponer un manejo con metas silvícolas más ambiciosas, como la producción de madera libre de nudos a la cosecha. Para ello deben realizarse podas y aclareos en la etapa juvenil, pero para resguardar al mismo tiempo la posible ocurrencia futura de la enfermedad, dado que *A. chilensis* es diclino-dioco, se deben mantener en el rodal y favorecer a las plantas femeninas para la eventual necesidad de regeneración natural.

Para los rodales claramente enfermos, el manejo adaptativo debe basarse en una silvicultura extensiva consistente en cortas de mejoramiento, recuperación y regeneración natural (Loguercio 1997). El mejoramiento se logra extrayendo los individuos de mala forma. La corta de los árboles enfermos solo luego de su muerte, además de aprovechar (recuperar) el valor comercial de su madera, contribuye a la resistencia del rodal a través del crecimiento y producción de los individuos remanentes con algún nivel de defoliación, que pueden vivir varias décadas junto a los aparentemente sanos. Los enfermos femeninos que permanecen en pie, además, son fuente de semillas para la regeneración natural. El establecimiento de la regeneración natural se facilita mediante el mantenimiento o promoción de una cobertura de sotobosque, otorgando resiliencia para la perpetuación del rodal. Como resultado de este manejo, paulatinamente la estructura tiende a estratificarse a una forma multietánea, con una intensidad y frecuencia de intervenciones que debe adaptarse al ritmo de avance de la mortalidad.

Esta propuesta, en otras palabras, no implica imitar al proceso natural sino directamente permitir que éste fije el ritmo de conducción, con medidas mínimas para asegurar que el resultado estructural y productivo resulte satisfactorio y seguramente, mantenga las demás funciones ecosistémicas. De verificarse cierta estabilidad estructural luego de aplicar este manejo de rodales enfermos en el mediano plazo (20-30 años), se podrían ensayar medidas más intensivas, como poda de árboles de calidad en la etapa juvenil. Para evaluar el efecto de esta propuesta, la evolución de los rodales bajo manejo debe ser monitoreada en el largo plazo.

La conversión natural de bosques dominados por *A. chilensis* a mixtos de *A chilensis-N. dombeyi*, por la incorporación de la última especie en la regeneración natural, cuando hay fuente de semilla cercana, se encuadra en la visión de manejo adaptativo anterior. La posibilidad de una producción más intensiva de madera de calidad centrada en *N. dombeyi*, con regulación de la densidad para mantener un nivel de producción de *A. chilensis*, está siendo estudiada actualmente. La ocurrencia de mortalidad por sequía de *N. dombeyi* descripta por Suarez *et al.* (2004 y 2015) sería otro disturbio que debe evaluarse en la nueva propuesta silvícola, aunque se ha registrado que ocurre fundamentalmente en sitios con pendiente pronunciada, suelo superficial y con abundante roca, zonas que deberían excluirse de las áreas de manejo productivo.

Conclusiones

El manejo de los bosques de *A. chilensis* propuesto se encuadra en nuevas visiones sobre una silvicultura flexible que le da más importancia a la resistencia y a la capacidad de resiliencia de los ecosistemas. La misma incorpora los disturbios de ocurrencia incierta, otorgando a los ecosistemas mayor capacidad de adaptación ante futuros escenarios cambiantes.

Las posibilidades de manejo forestal de los bosques de *A. chilensis* dependen de la presencia e intensidad de su afectación por el *mal del ciprés*. Cuando la incidencia de la enfermedad es aún baja, puede aplicarse una silvicultura con objetivos de calidad productiva más ambiciosos, mientras que si el grado de afectación es alto, la silvicultura debe ser más extensiva, a través de cortas de mejoramiento, recuperación y regeneración. En la estructura disetánea resultante, la regeneración natural asegura el mantenimiento del rodal mientras que el equilibrio entre la mortalidad y el crecimiento garantizan la sostenibilidad productiva. La regeneración de *N. dombeyi* en bosques afectados por el *mal del ciprés* abre la posibilidad de una silvicultura más intensiva del bosque mixto de *A. chilensis-N. dombeyi*.

Agradecimientos

Agradecemos a los propietarios de bosques, a la Administración de Parques Nacionales, al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y a las Subsecretarías Provinciales de Bosques de Rio Negro y de Chubut por habernos permitido realizar los muestreos en bosques de su propiedad o bajo su responsabilidad de gestión. Una mención especial al profesor Dr. hc. Peter Burschel (QPD) por ser promotor inicial de las investigaciones que dieron origen a los resultados presentados. A la ex-GTZ de Alemania y al CIEFAP por haber financiado gran parte de los estudios realizados.

Referencias

Amoroso MM, B Larson. 2009. Can a natural experiment be used as a tool to design partial cutting regimes? The decline of *Austrocedrus chilensis* forests, an example. *Journal of Forest Research* 15:38–45.

Amoroso MM, LD Daniels. 2010. Cambial mortality in declining *Austrocedrus chilensis* forests: implications for stand dynamics studies. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 885–893.

Amoroso MM, BC Larson. 2010. Stand development patterns as a consequence of the mortality in *Austrocedrus chilensis* forests. *Forest Ecology and Management* 259: 1981–1992.

Amoroso MM, LD Daniels, R Villalba, P Cherubini. 2015. Does drought incite tree decline and death in *Austrocedrus chilensis* forests? *Journal of Vegetation Science* 26: 1171–1183.

Baccala N, P Rosso, M Havrilenko. 1998. *Austrocedrus chilensis* mortality in the Nahuel Huapi National Park (Argentina). *Forest Ecology and Management* 109: 261-269.

Bergeron Y, B Harvey, A Leduc, S Gauthier. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. *For. Chron*. 75: 49–57.

Bravo-Oviedo A, H Pretzsch, C Ammer, E Andenmatten, A Barbati, S Barreiro, P Brang, F Bravo, L Coll, P Corona, J den Ouden, MJ Duncey, DI Forrester, M Giergiczny, JB Jacobsen, J Lesinski, M Löf, WL Mason, B Matovic, M Metslaid, F Morneau, J Motiejunaite, C O'Reilly, M Pach, Q Ponette, M del Río, I Short, JP Skovsgaard, M Soliño, P Spathelf, H Sterba, D Stojanovic, K Strelcova, M Svoboda, K Verheyen, N von Lüpke. 2014. European Mixed Forests: definition and research perspectives. *Forest System* 23: 518–533.

Burschel P, J Huss. 1997. Grundriss des Waldbaus. Berlin, Deutschland. Blackwell Wissenchaft-Verlag.

Cali SG. 1996. *Austrocedrus chilensis*: estudio de los anillos de crecimiento y su relación con la dinámica del *Mal del ciprés* en el P.N. Nahuel Huapi, Argentina. Tesis de Licenciatura en Cs. Biológicas. Bariloche, Argentina. Universidad Nacional del Comahue.

Chauchard LM, J Barnaba. 1986. Plan de Ordenación del Cuartel Loma del Medio-Río Azul. Comisión Mixta, convenio IFONA-Servicio Forestal Andino de Río Negro. 63 p.

Defossé GE, MM Godoy, LO Bianchi, NS Lederer, C Kunst. 2015. Fire history, fire ecology and management in Argentine Patagonia: from ancient times to nowadays. In B. Leblon, ME Alexander eds. Current International Perspectives on Wildland Fires, Mankind and the Environment. New York, USA. Nova Science Publishers. p. 177–209.

Dezzotti A, L Sancholuz. 1991. Los bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina: ubicación, estructura y crecimiento. *Bosque* 12: 43–52.

Diaci J, G Kerr, K O'Hara. 2011. Twenty-first century forestry: integrating ecologically based, uneven-aged silviculture with increased demands on forests. *Forestry* 84: 463–465.

Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Investigación y Desarrollo Forestal, Documento de Trabajo 38, FAO – CONAF. Chile.

Drever CR, G Peterson, C Messier, Y Bergeron, M Flannigan. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience?

Canadian Journal of Forest Research 36: 2285–2299.

El Mujtar V. 2009. Análisis integrado de factores genéticos, bióticos y abióticos para la formulación de una nueva hipótesis sobre la etiología del *mal del ciprés*. Tesis de Doctor de la Facultad de Ciencias Exactas. Universidad Nacional de La Plata 295 p.

El Mujtar V, E Andenmatten. 2007. *Mal del ciprés*: búsqueda de la causa más probable de daño mediante un análisis deductivo y comparativo. *Bosque* 28(1): 3-9.

El Mujtar V, M Perdomo, LA Gallo, O Grau. 2012. Sex related difference in susceptibility to cypress mortality in *Austrocedrus chilensis* from Northwestern Patagonia (Argentina). *Bosque* 33: 221–226.

Franklin JF, TA Spies, RV Pelt, AB Carey, DA Thornburgh, DR Berg, DB Lindenmayer, ME Harmon, WS Keeton, DC Shaw, K Bible, J Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423.

Greslebin AG., EM Hansen, W Sutton. 2007. *Phytophthora austrocedrae* sp. nov., a new species associated with *Austrocedrus chilensis* mortality in Patagonia (Argentina). *Mycology Research* 11(3): 308–316.

Greslebin AG, EM Hansen. 2010. Pathogenicity of *Phytophthora austrocedrae* on *Austrocedrus chilensis* and its relation with *Mal del Ciprés* in Patagonia. *Plant Pathology* 59: 604–612.

Hranilovic M, PH Rosso, SB Fontela. 1989. *Austrocedrus chilensis*: contribución al estudio de la mortalidad en Argentina. *Bosque* 1: 29–36.

Kitzberger T. 1994. Fire regime variation along a northern Patagonian forest–steppe gradient: stand and landscape response. PhD Thesis, University of Colorado, USA. Department of Geography, University of Colorado, Boudler, CO, USA. 219 p.

Kitzberger T, TT Veblen. 1999. Fire-induced changes in northern Patagonian landscapes. *Landscape Ecology* 14: 1–15.

La Manna L, M Rachjenberg. 2004. The decline of *Austrocedrus chilensis* forests in Patagonia, Argentina: soil feature as predisposing factors. *Forest Ecology and Management* 190: 345-357.

La Manna L, SD Matteucci, T Kitzberger. 2008. Abiotic factors related to the incidence of *Austrocedrus chilensis* disease sindrome at al landscape scale. *Forest Ecology and Management* 256: 1087–1095.

La Manna L, A Greslebin, SD Matteuci. 2014. Avance de la mortalidad de los bosques de *Austrocedrus chilensis* a escala de paisaje. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisaje* 5 (1): 17–24.

LaMarche VC, RL Holmes, PW Dunwiddie, LG Drew. 1979. Tree-ring Chronologies of Southern Hemisphere. 1. Argentina. Chronology Serie V. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson, 69 p.

Loguercio GA. 1997. Erhaltung der Baumart *Austrocedrus chilensis* (D. Don) et Boutelje durch nachhaltige Nutzung. Tesis Doctoral en qué. Munich, Alemania. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Munich. 210 p.

Loguercio GA, MF Urretavizcaya, M Rey, E Andenmatten. 1998. El *Mal del ciprés* como condicionante de la silvicultura del ciprés de la cordillera *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Florin et Boutelje en el norte de la Patagonia Argentina, Proceedings of the Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia. Chile. Editado en CD, 8 p.

Loguercio GA, M Rajchenberg. 2004. El *mal del ciprés* y la silvicultura del ciprés de la cordillera. In M Arturi, J Frangi, J Goya eds. Ecologia y Manejo de los Bosques Nativos Argentinos. Ed. Universidad Nacional de La Plata. versión digital. 18 p.

Long JN. 2009. Emulating natural disturbance regimes as a basis for forest management: a North American view. *Forest Ecology and Management* 257: 1868–1873.

Messier C, KJ Puettmann, DK Coates eds. 2013. Managing Forests as Complex Adaptive Systems – Building Resilience to the Challenge of Global Change. Ciudad, País. The Earthscan Forest Library. 353 p.

Montalva C, E Rojas, C Ruiz, D Lanfranco. 2010. El pulgón del ciprés en Chile: una revisión de la situación actual y antecedentes del control biológico. *Bosque* 31(2): 81–88.

Mundo IA, VA El Mujtar, MH Perdomo, LA Gallo, R Villalba, M Barrera. 2010. *Austrocedrus chilensis* growth decline in relation to drought events in northern Patagonia, Argentina. *Trees - Structure and Functions* 24: 561–570.

Nyland R. 2002. Silviculture. Concepts and applications. Ciudad, País. Waveland Press, Inc. 682 p.

O´Hara 1996. Dynamics and stocking-level relationships of multi-aged ponderosa pine stands. *Forest Science* 42(4): 1–34.

O´Hara K, BS Ramage. 2013. Silvicultura in an uncertain world: utilizing multiage management system to integrate disturbance. *Forestry* 86: 401–410.

O'Hara K. 2014. Multiaged silviculture: managing for complex stand structure. Oxford, UK. Oxford University Press. 213 p.

Oliver CD, BC Larson. 1996. Forest Stand Dynamics, Update Edition. New York, USA. John Wiley y Sons, Inc., 520 p.

Pastorino M, M Fariña, D Bran, L Gallo. 2006. Extremos geográficos de la distribución natural de *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 41(3-4): 307–311.

Pickett STA, PS White eds. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. San Diego, USA. Academic Press. 472 p.

Puettmann KJ, KD Coates, CC Messier. 2009. A Critique of Silviculture: Managing for Complexity. Ciudad, País. Island Press. 188 p.

Rajchenberg M, P Cwielong. 1993. El *mal del ciprés* (*Austrocedrus chilensis*): su relación con las pudriciones radiculares y el sitio, Actas Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Paraná, Entre Ríos, Argentina.

Schmidt H. 1985. Tratamientos silviculturales para el manejo de los bosques nativos en las provincias patagónicas de la República Argentina. Proyecto de Cooperación técnica para el Desarrollo de la Región Sur de la Argentina. OEA.

Seymour RS, AS White. 2002 Natural disturbance regimes in northeastern North America – evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155: 357–367.

Suarez ML, L Ghermandi, T Kitzberger. 2004. Factors predisposing episodic drought-induced tree mortality in *Nothofagus*–site, climatic sensitivity and growth trends. *Journal of Ecology* 92: 954–966.

Suarez ML, R Villalba, IA Mundo, N Schroeder. 2015. Sensitivity of *Nothofagus dombeyi* tree growth to climate changes along a precipitation gradient in northern Patagonia, Argentina. *Tress* 29(4): 1053–1067.

Urretavizcaya MF. 2015. Efectos de tratamientos de vegetación postfuego en la supervivencia de cipreses plantados en bosques quemados con y sin aprovechamiento maderero. *Patagonia Forestal* 1: 24–29.

Urretavizcaya MF, GE Defossé, H Gonda. 2012. Effect of sowing season, plant cover, and climatic variability on seedling emergence and survival in burned *Austrocedrus chilensis* forests. *Restoration Ecology* 20 (1): 131–140.

Urretavizcaya MF, GE Defossé. 2013. Effects of nurse shrubs and tree shelters on survival and growth of two *Austrocedrus chilensis* seedling types in a forest restoration trial in semiarid Patagonia, Argentina. *Annals of Forest Science* 70(1): 21–30.

van Konynenburg E. 1990. Los bosques de ciprés en la provincia de Río Negro. Estado, estructura y dinámica. Manejo Forestal. *Dendron. Información Forestal Argentina* II (7):2, (8):2 y (9):2.

Varsavsky E, L Bettucci, D Rodríguez García, C Gómez. 1975. Observaciones preliminares sobre la mortalidad del ciprés (*Austrocedrus chilensis*) en los bosques patagónicos. Fundación Patagonia N°19. Bariloche, Argentina.

Villalba R. 1995. Climatic influences on forest dynamics along the forest-steppe ecotone in northern patagonia. PhD Thesis, University of Colorado, Boulder, USA. 288 p.

Veblen TT. 1989. *Nothofagus* regeneration in treefall gaps in northern Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research* 19(3): 365-371.

Veblen TT y DC Lorenz. 1987. Post-fire stand development of *Austrocedrus—Nothofagus* forests in Patagonia. *Vegetatio* 71: 113–126.

Veblen TT, DC Lorenz. 1998. Recent vegetation changes along forest/steppe ecotone of Northern Patagonia. *Annales Association of American Goegraphers* 78(1): 93–111.

Veblen TT, T Kitzberger, A Lara. 1992. Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rain forest to Patagonian shunbland. *Journal of Vegetation Science* 3: 507–520.

Veblen TT, T Kitzberger, R Villalba, J Donnegan. 1999. Fire history in northern Patagonia: the roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs* 69: 47–67.

Veblen TT, T Kitzberger, E Raffaele, DC Lorenz. 2003. Fire history and vegetation changes in northern Patagonia, Argentina. In TT Veblen, W Baker, G Montenegro, W Swetnam eds. Fire and Climatic Changes in Temperate Ecosystems of the Western Americas. New York, USA. Springer-Verlag: 265–295.

Willis B. 1914. El Norte de la Patagonia, naturaleza y riquezas. Tomo I . Comisión de Estudios Hidrológicos. Ministerio de Obras públicas. Dirección General de Ferrocarriles Nacionales. Argentina. New York, USA. Scribner Press, NY, USA. 500 p.

Yousefpour R, JB Jacobsen, BJ Thorsen, H Meilby, M Hanewinkel, K Oehler. 2011. A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. *Annals of Forest Science* 69: 1–15.

7 Caracterización espacial de bosques de segundo crecimiento de *Drimys winteri* en Chile para la determinación exploratoria de áreas de gestión silvicultural

Spatial characterization of Drimys winteri secondary forests in Chile for the exploratory determination of broad management areas

Celso Navarro*, José Cabello

Resumen

Los bosques de segundo crecimiento de canelo (*Drimys winteri)* presentan un alto potencial económico para Chile. Esto es avalado por estudios silviculturales, de modelamiento matemático, comerciales e industriales realizados en la especie y en estos bosques. Sin embargo, no ha sido analizado espacialmente su potencial productivo, siendo posible de realizar a nivel exploratorio con modelos de índice de sitio desarrollados en función de variables ambientales y resultados silviculturales de ensayos de largo plazo. Este trabajo recopila información específicamente de suelo, fisiografía, clases de sitio y de estructura, integrándola en un sistema de información geográfica. Para la asignación espacial de la clase de sitio en el territorio, se utilizó la función de índice de sitio construida en base a las variables explicatorias drenaje, exposición y pendiente. Posteriormente se definieron clases de homogeneidad de los rodales, considerando la cobertura y clase de altura de cada polígono. Finalmente para determinar y caracterizar las unidades de gestión silvícola (UGS), se combinaron la clase de sitio y la clase de homogeneidad de rodales. Para evaluar indicadores de monitoreo silvicultural, se utilizó la UGS2 como estudio de caso. Estos indicadores fueron la tasa de aumento de valor del bosque, el valor neto presente, el índice de diversidad de Shannon Wiener, el índice de homogeneidad de rodales y la densidad relativa. Los resultados muestran que de las 252.000 mil hectáreas definidas en este estudio, la superficie por categoría de productividad corresponde a 1% para alta, 39% para media, 25% para baja y 36% para muy baja. Los estados de desarrollo se caracterizan por alturas medias dominantes entre 4 y 20 metros, y bosques de cobertura densa y semidensa. Se determinaron 11 UGS, de las cuales 100 mil hectáreas (UGS 1 a 5) tienen potencial de uso para producción de madera de calidad, 60 mil hectáreas (UGS 6 a 8) podrían orientarse para la producción de madera de baja calidad y 90 mil hectáreas (UGS 9 a 11) para preservación. Se determinó para la UGS2 que en bosques manejados después 21 años se genera una mejor ocupación del sitio, se produce un aumento de valor del bosque tres veces respecto de no manejarlo, y no disminuye la diversidad.

Palabras clave: ordenación forestal, silvicultura, evaluación y monitoreo de rodales, unidades de gestión silvìcola.

Abstract

Canelo (*Drimys winteri*) second-growth forests have a high economic potential for Chile. This is supported by studies in silviculture, mathematical modeling, marketing and industrial properties conducted for the species and in these forests. However, their productive potential has not been spatially tested, which is possible with the exploratory through site-index models developed according to environmental variables and silvicultural results from long-term experiments. This work collects information on physiography, soils, site classes and structure, integrating it in a geographic information system. To spatially assign each site class in the territory, we used the site index function where the explanatory variables are drainage, aspect and slope. Then we defined stand homogeneity classes, considering tree cover and height class in each polygon. Finally, to determine and characterize the silviculture management units (UGS), we merged site classes and stand homogeneity classes. To evaluate indicators of silvicultural monitoring, we used UGS2 as a case study. These indicators were the value rate of increase of the forest, the net present value, the Shannon Wiener diversity index, the stand homogeneity index and the relative density. Results show that within the 252,000-ha defined in this study, the area by productivity classes was 1% for superior, 39% for medium, 25% for low, and 36% for very low. Developmental stages were characterized by mean dominant heights between 4 and 20 meters, and forests of dense to very dense tree cover. A total of 11 UGS were determined, of which 100,000 ha

* Autor de correspondencia: cnavarro@uct.cl.

(UGS 1 to 5) have potential for timber production; 60,000 ha (UGS 6 to 8) could be allocated for the production of low quality timber; and 90,000 ha (UGS 9 to 11) could be allocated for preservation. We determined that for UGS2 after 21 years of managed forests, site occupancy has improved, the value of the forest has increased three-fold, and diversity has not diminished.

Key words: forest management, silviculture, evaluation and monitoring, silviculture management units.

Introducción

La planificación forestal da soporte a las decisiones silvícolas, de modo que una combinación eficiente de insumos y productos permite el mejor cumplimiento de los criterios establecidos para la gestión. Para ello el diseño y ejecución de acciones que se instrumentalizan a través del tiempo y el espacio para alcanzar los objetivos de gestión debe incluir el marco conceptual de la gestión en general, en torno a la caracterización de los ecosistemas forestales, la estratificación del paisaje, el desarrollo de estrategias de gestión con objetivos y acciones, y el establecimiento de productos de gestión como indicadores de rendimiento (Davis *et al.* 2001). Al respecto Kangas y Kangas (2005) identifican las principales etapas de un proceso estratégico de toma de decisiones: (i) adquirir datos forestales y evaluar el estado actual de los bosques; (ii) definir los criterios y preferencias en la toma de decisiones sobre el uso de los bosques y, en la planificación participativa, conciliar los criterios y preferencias de otras partes interesadas; (iii) generar un programa de tratamientos diferenciados para los bosques en el área de planificación y predecir sus consecuencias; (iv) diseñar programas de producción eficientes para el área forestal; y (v) elegir el mejor programa de producción y que sea eficaz con respecto a los criterios y las preferencias. Estas fases pueden aplicarse de forma iterativa, interactiva, y/o simultáneamente.

Uno de los temas de discusión previo a la planificación de acciones en los bosques, son los enfoques con los cuales se realizan. Como lo plantea Kimmins (1997), éstos dependen entre otros aspectos de la etapa de la evolución forestal en que se encuentre un territorio o país. Donoso y Otero (2005), señalan que para el caso de Chile, se están realizando esfuerzos por ubicarse en la etapa del manejo forestal sustentable (MFS), no superando la etapa de regulación completamente, para lo cual debe mejorar la débil institucionalidad forestal, la deuda social del sector y las limitadas iniciativas de MFS particularmente en sus bosques nativos. Al respecto, para el sector bosque nativo en Chile, aun cuando existe una ley (20.283) que promueve la recuperación y fomenta su manejo, los instrumentos de incentivo no han generado el impacto esperado, ya que menos del 10% de los fondos han sido usados y destaca la leña, en un 80%, como el principal producto; además un reducido número de estudios respaldan las cifras comercializadas y predomina la informalidad comercial, lo que corrobora la etapa de regulación de este subsector forestal. (Navarro *et al*. 2016)

Los enfoques del manejo forestal han evolucionado rápidamente en función de los cambios en las demandas de la sociedad y del cambio global, en particular las transformaciones de uso de la tierra y las amenazas de cambios en el clima. Según Puettmann *et al.* (2009) la evolución de la silvicultura en Europa (especialmente a partir de finales del siglo XVII) fue influenciada fundamentalmente por tres factores: aumento de la demanda de leña, de la demanda de madera para la construcción y de la necesidad de proteger a los asentamientos humanos de las avalanchas. Durante siglos la silvicultura estuvo focalizada en generar un determinado bien o servicio del bosque, pero a partir de mediados del siglo XX se introdujo el concepto de uso múltiple, a través del cual se comenzó a visualizar que los bosques pueden producir mucho más que madera, incluyendo otros bienes y variados servicios. Este concepto se refiere fundamentalmente a la multiplicidad de bienes y servicios que pueden generar los bosques, pero no incorpora su valor potencial y relevancia ecológica a nivel del territorio ni tampoco variables sociales o culturales

El cambio de paradigma en relación al uso de los bosques ocurre hacia finales del siglo XX y es reflejado por Kohm y Franklin (1997) al señalar que si la

ciencia forestal del siglo XX simplificó los bosques para producir madera a nivel de rodal, en el siglo XXI ésta se definirá a través del entendimiento y manejo de la complejidad, proveyendo un amplio rango de bienes y servicios, considerándolo a nivel de paisaje. Este cambio ha ido asociado a las visiones más ecosistémicas. El manejo ecosistémico se define según Overbay (1992), como el cuidadoso y habilidoso uso de principios ecológicos, económicos, sociales y de gestión en el manejo de ecosistemas para producir, restaurar o sostener la integridad ecosistémica y las condiciones, usos, productos valores y servicios deseados en el largo plazo. Este tipo de manejo difiere del manejo tradicional, incluyendo aquel basado en el concepto de uso múltiple, que considera los componentes bióticos como abióticos del ambiente y sus interacciones con el paisaje, así como incorpora componentes culturales sustanciales. Implica una aproximación holística e interdisciplinaria para mantener la diversidad natural y la productividad a nivel de paisaje, así como las culturas locales (Szaro *et al.* 1998, Lackey 1998). A este modelo de manejo hay que aspirar, y para ello deben confluir las ciencias forestales, biológicas, económicas y sociales, además de los actores e instituciones relevantes que son afectados por las actividades de manejo de bosques y ecosistemas forestales en general. En resumen, el manejo forestal ecosistémico corresponde al manejo de recursos forestales a varias escalas (pero bien definidas), y con la mejor información ambiental y social disponible, con la finalidad de satisfacer las necesidades humanas en ecosistemas forestales dentro de un período de tiempo determinado (Donoso *et al*. 2014).

En este contexto la ordenación forestal contribuye a avanzar hacia la etapa de MFS (*sensu* Kimmins 1997), entendiendo este concepto como el proceso de planificación y organización de la gestión forestal y de la economía de los recursos forestales, vale decir de la toma decisiones relativas al futuro de los bosques en función de los objetivos a alcanzar, las necesidades que se espera satisfacer y los métodos utilizados en su puesta en práctica. Para ello un requisito básico es la determinación de la magnitud de extracción, que debe ser igual o menor a la capacidad productiva del recurso forestal (Cruz *et al.* 2005). Es fundamental entonces estratificar o rodalizar el bosque, donde el área es dividida considerando la similitud de las características que presenta en cuanto a componentes de fertilidad, energía, disponibilidad hídrica, productividad, elementos de estructura y estado sanitario. Se debe buscar el establecimiento de unidades proyectables a largo plazo, a las cuales es asignable un sistema silvicultural viable social, cultural, ambiental y económicamente.

Aguiló (1998) establece que la definición de unidades homogéneas o unidades de gestión silvícola parte de la premisa que en todo territorio pueden distinguirse regiones naturales que tienen su origen en procesos climáticos y tectónicos. A partir de ellos y sobre particulares condiciones geomorfológicas y edáficas, se producirán paisajes diferentes. Al respecto, Gayoso y Muñoz (2000) indican que, para determinar áreas homogéneas en cualquier proyecto asociado a la ordenación del territorio, es necesario definir unidades de análisis que tengan cierta homogeneidad física (respecto de su geomorfología, topografía, suelos, exposición, altitud, pluviometría, características del paisaje), económica (recursos, uso actual y potencial), y social (densidad poblacional, ruralidad, área de influencia, pertenencia administrativa). Respecto a la delimitación de estas zonas se deben considerar y evaluar las limitaciones y potencialidades del sitio, que deben centrarse especialmente en las propiedades físicas y químicas del suelo (Schlatter *et al*. 1998, Toro 2003, Roel y Terra 2006, Ortega 2007), el clima (Gerding y Schlatter 1995, Schlatter y Gerding 1995, Flores y Lee 2004) y las variaciones fisiográficas (Toro 2003, Roel y Terra 2006).

El concepto de sitio, es definido por Skovsgaard y Vanclay (2008) como una localización geográfica que es considerada homogénea en términos de su entorno físico y biológico. Para propósitos de gestión el sitio se clasifica de acuerdo a su similitud en relación con el clima, topografía, suelo y vegetación, incluyendo la estratificación ecológica para optimizar la estimación de la productividad del

sitio forestal. Estos mismos autores mencionan que la productividad del sitio es a menudo cuantificada como un índice, por lo general, como clase o índice de sitio, los que se utilizan ampliamente con fines de gestión forestal. Más comúnmente, el índice de sitio se basa en estimaciones de altura total de los árboles dominantes a una edad determinada. Además Skovsgaard y Vanclay (2008) mencionan que la calidad y la productividad del sitio a menudo son usados indistintamente, aunque no son sinónimos: la calidad de sitio se refiere a la combinación de factores físicos y biológicos que caracterizan una localización geográfica e involucra una clasificación descriptiva y sus propiedades, pero muchas veces influenciadas por el manejo; en cambio, la productividad de sitio es una estimación cuantitativa del potencial de un sitio para producir biomasa vegetal.

Schlatter y Gerding (1995) presentaron para Chile un sistema de clasificación de sitios con el fin de elaborar un ordenamiento de la tierra basado en la productividad forestal. El sistema se fundamenta en factores ambientales, ponderados según su grado de incidencia en la productividad, es decir, primeramente en el macroclima, y luego en el clima local, el suelo en sus características y propiedades físicas, y finalmente en sus características y propiedades químico-nutritivas. Los resultados concluyen que el clima es el factor principal en la definición de una clasificación territorial hasta una escala de 1:500.000 y el suelo pasa paulatinamente a ser el factor decisivo a nivel más detallado. Se concluye que Chile se subdivide en seis regiones macroclimáticas bien diferenciadas, donde cada una de ellas se subdivide en zonas de crecimiento (clima), distritos de crecimiento (clima) y áreas de crecimiento (clima y suelo). Schlatter y Gerding (1995) ubican a los bosques de segundo crecimiento de canelo (*Drimys winteri* J.R.Forst. & G.Forst) en la zona de crecimiento 4, que se caracteriza por suficiente pluviometría durante todo el año, la cubierta forestal es de alta productividad, y la temperatura es gradualmente un factor limitante de importancia, y especialmente en la parte sur de la región afecta el crecimiento de los árboles. Agregan que una subdivisión del área de crecimiento en sitios debiera apoyarse en los factores profundidad arraigable, drenaje y capacidad de agua aprovechable, especialmente en regiones con déficit hídrico anual o estacional. En regiones con adecuada oferta de agua destaca el horizonte A, en su grado de desarrollo y nivel nutritivo, como factor decisivo para la producción, en reemplazo de la capacidad de agua aprovechable.

El clima de los bosques de canelo en la Región de Araucanía, límite norte del área de estudio, corresponde a un clima templado lluvioso (Donoso 1981), localizado principalmente en la Cordillera de la Costa y en la Precordillera Andina. En la Región de los Ríos y Los Lagos, el clima es templado lluvioso con un régimen de precipitaciones distribuido a lo largo de todo el año y ausencia de períodos secos largos (Donoso 1981); sin embargo, existen variaciones por efecto del relieve. En este caso, por la presencia de la Cordillera de la Costa y de Los Andes, se producen significativas diferencias de precipitaciones, donde el occidente de los macizos andino y costero presenta la más alta tasas de precipitación, y en la depresión intermedia disminuye la caída de lluvia. En estas regiones se presentan dos subtipos climáticos: el templado lluvioso con influencia mediterránea y el templado frío de costa occidental con máximo invernal de lluvias (Di Castri y Hajek 1976, Santibáñez y Uribe 1993).

Calquín (1987) determinó para bosques de segundo crecimiento de canelo seis clases de sitio que explican su productividad, encontrándose situaciones de 6,39 metros de altura dominante a los 35 años vs. otras de 23,49 metros a dicha edad. En los sectores de características de ñadis (suelo delgado y constantemente anegado) el índice de sitio es bajo, mientras que en sectores montañosos con suelo tipo trumao y cercano al mar (suelos profundos y bien drenados) el índice de sitio es alto. Las variables ambientales explicatorias principales de las diferencias de sitio y productividad (43%) son: el drenaje local, la exposición local y la pendiente local, siendo el drenaje el más importante. Esto coincide con lo planteado por Schlatter y Gerding (1995) respecto a regiones con déficit hídrico estacional. Los otros

factores analizados y que explican en menor medida la productividad de estos bosques son la altitud, forma de la pendiente, sustrato, geomorfología y situación topográfica.

En el marco de la ordenación forestal, es fundamental definir unidades de gestión silvícola, para lo cual es necesario estratificar o rodalizar los bosques en base a sitio, estructura, y homogeneidad o similitud de bosques para ciertos objetivos de producción. Esto basado en las acciones factibles de llevar a cabo de acuerdo a la etapa de desarrollo del rodal, mercados y marco legal. Al respecto, el concepto de homogeneidad de rodal se caracteriza por la uniformidad en la asociación vegetal, su estructura, etapa de desarrollo y sitio (Vita 1996). Para efectos de definir unidades de gestión silvícola en zonas homogéneas de manejo basado en la productividad de esta especie, es importante considerar las prácticas que dan origen a estos bosques de segundo crecimiento. Al respecto, Donoso *et al. (*2007) indican que la práctica común que da origen a estos bosques es tala rasa, quema y posterior abandono. En este mismo contexto con el objeto de conocer el efecto del origen de estos bosques de segundo crecimiento sobre la oferta de madera de calidad, Esse (2009) determinó que aquellos establecidos después de tala rasa presentan una mejor forma fustal, y que en aquellos originados de abandono de terrenos agrícolas y ganaderos se producen árboles de grandes copas, muy ramosos y con un menor potencial silvícola.

En Chile la clasificación de los bosques está definida por el trabajo desarrollado por Donoso (1981, 1993), quien define tipos forestales en función de las especies presentes en el estrato dominante, la estructura de los bosques y su ubicación geográfica de la comunidad forestal. Este trabajo definió 12 tipos forestales, donde los bosques de segundo crecimiento de canelo corresponden a un subtipo del tipo forestal siempreverde, con densidades muy altas (800 a 20.000 árboles por hectárea), que se originan como consecuencia de la destrucción del bosque original, generalmente por tala rasa o incendios forestales.

INFOR (2008), utiliza en sus manuales de silvicultura en bosque nativo el estado de desarrollo como criterio de clasificación de estructura, identificando las etapas de regeneración, de brinzal, monte bravo, latizal, fustal delgado, fustal medio, fustal grueso, adulto, sobremaduro; y definen diferentes tipos de intervenciones posibles de realizar. Vita (1996) identifica los estados de desarrollo para bosques coetáneos, modificada de la siguiente forma:

- Regeneración: individuos menores a 30 cm de altura. Presente en zonas donde existe desmoronamiento de grandes individuos que abren claros de luz, o en sectores donde han ocurrido deslizamientos provocados por la nieve u otro evento similar.
- Monte Bravo: individuos mayores a 30 cm de altura y diámetros menores a 10 cm, caracterizados por crecer a alta densidad (más de 2.500 n/ha).
- Latizal: diámetros entre 10 y 30 cm.
- Fustal joven: diámetros entre 30 y 50 cm.
- Fustal maduro: diámetros entre 50 y 70 cm.
- Fustal viejo: diámetros entre 70 y 80 cm.
- Sobremaduro: diámetros mayores a 80 cm, caracterizados por presentar pudrición central.

En otros países existen métodos de clasificación que permiten precisar las tecnologías silvícolas y que podrían ser implementados en Chile, de los cuales podemos nombrar los siguientes:

a. Bormann y Likens (1979), definen etapas de desarrollo denominadas de reorganización, agregación , transición y de equilibrio;

b. Spies y Franklin (1996), clasifican los bosques en seis fases, siendo estas de establecimiento, raleo, madurez, transición temprana, transición tardía, y desmoronamiento;

c. Carey y Curtis (1996), diferencian las etapas de iniciación del ecosistema, de exclusión por competencias, reiniciación del sotobosque, diversidad botánica, diversificación de nichos y envejecimiento;

d. Oliver y Larson (1996) definen cuatro etapas de desarrollo: iniciación del rodal, exclusión fustal, reiniciación del sotobosque y envejecimiento.

Otro enfoque que facilita la normalización de la silvicultura se basa en el uso índices de densidad relativa (Reineke 1933, Curtis 1971) e índices de homogeneidad de rodales, destacando el trabajo desarrollado por De Camino (1976) por su simpleza y utilidad práctica para definir espacial y estructuralmente unidades de gestión silvícola. Este autor define la homogeneidad de rodal como la relación porcentual entre el número de árboles y el volumen, ambos estratificados por clase de diámetros. Según lo anterior, en un rodal absolutamente homogéneo cada árbol tiene el mismo volumen a diferencia de un rodal heterogéneo, en que un alto porcentaje de los árboles tiene una pequeña proporción del volumen y un pequeño número de árboles tiene una alta proporción de este último. En bosques nativos como los de segundo crecimiento con dominancia de una a tres especies, es recomendable iniciar la incorporación de estos índices para caracterizarlos y tomar de decisiones silvículturales.

Actualmente se incorpora en la discusión de los sistemas silviculturales el concepto de silvicultura de precisión, que se basa en la segmentación de zonas de productividad homogénea, lo cual hoy día se ve facilitado por el acceso a tecnologías de información, como los sistemas de información geográfica y la percepción remota, desarrollándose mediante estas técnicas trabajos de rodalización, clasificación y mapeo de sitios forestales (González *et al.* 2004, Ortega *et al.* 2002).

Con el objetivo de definir a nivel exploratorio áreas potenciales de gestión silvícola, este trabajo caracteriza espacialmente en términos de productividad y homogeneidad los bosques de segundo crecimiento de canelo, basado en información espacial de bosques, de suelo, topografía y resultados silviculturales de ensayos permanentes de largo plazo.

Metodología

Caracterización del área de estudio

El estudio se localizó en las regiones de La Araucanía, Los Ríos y Los Lagos en el centro-sur de Chile, entre los 39° a 43.° de latitud sur, abarcando una superficie de 252.000 ha de bosques de segundo crecimiento de canelo (figura 7.1).

El clima bajo el cual se desarrolla el subtipo renovales de canelo se caracteriza por altas precipitaciones en forma de lluvia. La precipitación anual varía desde aproximadamente 2.000 mm hasta 5.000 mm, produciéndose un aumento de norte a sur y también de oeste a este. Estas precipitaciones se distribuyen a lo largo de todo el año, no existiendo períodos secos, aunque en las áreas septentrionales hay años en que se producen bajas significativas en las lluvias de verano. Las temperaturas medias de verano fluctúan entre 15ºC en los 39º latitud sur y 11ºC en los 47º latitud sur, mientras que las medias de invierno de 8 a 9ºC en el límite norte y 5 a 6ºC en el sur (Donoso 1981). La menor oscilación térmica en su área de distribución se produce en las zonas de Chiloé y Puerto Montt, con cifras de 6° a 8°; mientras que en zonas alejadas del mar (100 km), en ciudades como Temuco y Osorno, alcanza los 11 a 12° (Navarro 2012).

Las precipitaciones medias anuales aumentan con la latitud y presentan una fuerte variación en el período, alcanzando cifras de 1.600, 1.260 y 1150 milímetros para Puerto Montt (Región de los Lagos), Osorno (Región de Los Lagos) y Temuco (Región de La Araucanía) respectivamente. (Navarro 2012).

En las regiones de Los Lagos y de Los Ríos, en el litoral y Cordillera de la Costa predominan los suelos de praderas costeras y los suelos pardo-rojizos que, debido a la mayor humedad y precipitaciones existentes en esta zona, presentan una tonalidad más oscura. En el Valle Longitudinal y Precordillera se desarrollan los suelos *trumao*, de color pardo oscuro, que poseen gran fertilidad. En la sección intermedia y sur de la región (Osorno, Llanquihue y Chiloé) se desarrollan los suelos pardo-podzólicos o ultisoles, que son suelos formados bajo condiciones de clima templado lluvioso, con abundante vegetación; son de color oscuro debido a la gran cantidad de materia orgánica que posee su horizonte superficial.

En general los suelos donde se ubican los bosques de segundo crecimiento de canelo corresponden a una formación de un trumao típico hacia un

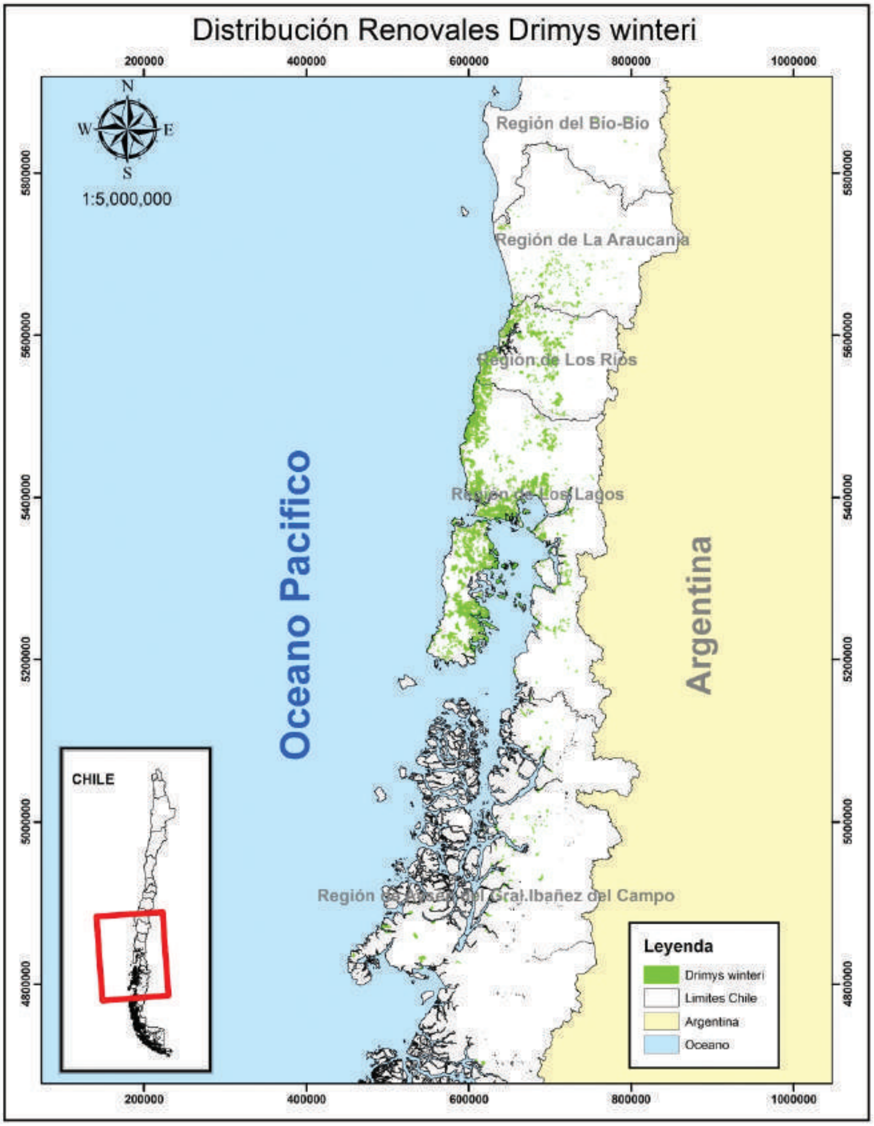


Figura 7.1 Distribución espacial de los bosques de segundo crecimiento de canelo en Chile.

ñadi, acentuado las diferencias de drenaje original, lo que indica que la especie puede desarrollarse en condiciones muy distintas de drenaje, fertilidad y acidez principalmente.

Para el desarrollo del estudio se utilizó la base de datos espacial y alfanumérica correspondiente al Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile (CONAF, CONAMA 1997, CONAF 2011) y de suelos del Centro de Investigación de los Recursos Naturales (CIREN 2002). Además se contó con la base de datos dasométrica pertenecientes al Instituto Forestal del proyecto INNOVA-CORFO, denominado "Tecnología silvícola de alto valor para Bosques de segundo crecimiento de canelo", y bases de datos de ensayos históricos de la Universidad Austral de Chile y Universidad Católica de Temuco.

La información se administró como una librería de archivos, arquitectura seguida e implementada para el uso de gran cantidad de datos mediante el programa ArcGIS 9.3 con licencia de la Universidad

Católica de Temuco. La información fue consultada, extraída y adaptada a los requerimientos de este estudio.

Se realizó una zonificación en base a las variables que inciden en la productividad de bosques de segundo crecimiento de canelo, las que se procesaron en los diferentes ambientes en un sistema de información geográfica, estableciendo un plano base digital con proyección UTM – WGS 84 y huso 18 Sur. Posteriormente se extrajo la información de las coberturas o mapas digitales síntesis mediante análisis espacial. Las variables seleccionadas que determinan en forma relevante la productividad de esta especie son altitud, exposición, pendiente y drenaje. (Donoso 1981, Calquín 1987, Navarro *et al*. 1997). Se elaboraron mapas de pendiente, exposición, altitud y drenaje, los que fueron integrados con la información espacial de bosques de segundo crecimiento de canelo. Se utilizaron las funciones de índice de sitio (1-2) construida por Calquín (1987) para asignar a la base espacial (polígonos) la clase de sitio y caracterizar productividad en los bosques de segundo crecimiento de canelo, permitiendo analizar espacialmente los factores que explican su productividad y cuantificar el potencial productivo de estos bosques, en relación a los factores críticos y objetivos de manejo.

Fórmula índice de sitio:

$$IS = 18{,}82137 - 1{,}922026*D + 0{,}02081513*EL + 0{,}2426267*PL \tag{1}$$

(Zona Continental)

$$IS = 18{,}04658 - 1{,}630327*D + 0{,}3791192*EL + 0{,}06436765*PL \tag{2}$$

(Zona Insular)

Donde: IS = Índice de sitio (m). D = drenaje (1-6). EL = Exposición Local (1-3). PL = Pendiente Local (1-6). SE = 2,56 m. Zona continental; SE = 3,03 m. Zona Insular. SY = 3,33 m. Zona Continental; SE = 3,71 m. Zona Insular. R^2 = 0,43 (r = 0.66) Zona Continental. R^2 = 0,36 (r = 0.60) Zona Insular.

Para este estudio se fusionaron las clases de sitio definidas por Calquín (1986), de seis a cuatro, ello basado en ausencia de bosques en la clase de sitio superior y la similitud de productividad en las clases de sitio menores (cuadro 7.1).

La clase de sitio I corresponde a la integración de las clases de sitio I y II definida por Calquín (1987) y se caracteriza por presentar altitudes es menores a 250 m s.n.m, pendientes moderadas a bajas y de exposiciones sur preferentemente. Los suelos son originados de cenizas volcánicas, medianamente profundos y de buen drenaje, atributos aplicables para la Isla de Chiloé. En el continente el suelo en general es tipo ñadi, existiendo alta variabilidad en cuanto a profundidad de suelos y drenaje. Los ñadis se caracterizan por terrenos planos, de mal drenaje y con problemas de aireación, debido a la presencia de una banda de fragipanes derivada de acumulación de ciertos elementos sobre el sustrato de areniscas y a la existencia de napas freáticas permanentes superficiales. Sin embargo, es posible encontrar áreas dentro de esta serie de suelo que presentan buen drenaje y en general mejores condiciones de sitio para el desarrollo de la vegetación, donde se dan bosques en la clase de sitio I.

La clase de sitio II corresponde a la clase de sitio III de Calquín (1987), y se caracteriza por presentarse en zonas planas a onduladas, terrenos escasamente quebrados, con altitudes de menores a 250 m s.n.m. y suelos muy variables. Se ubica en suelos bien drenados a imperfectamente drenados, originados de cenizas volcánicas; sin embargo, estos suelos se encuentran en distintos grados de empobrecimiento por el manejo deficiente y uso intensivo, lo que impone limitaciones al desarrollo de los árboles.

La clase de sitio III corresponde a la clase de sitio IV de Calquín (1987), y se caracteriza por presentar altitudes de 40 a 180 m s.n.m. de topografía plana y con drenajes buenos a imperfectos, abarcando todo el rango de exposiciones.

La clase de sitio IV corresponde a las clases de sitio V y VI de Calquín (1987), y se caracteriza por presentar una gran variedad de suelos, desde trumaos

muy empobrecidos a suelos ñadis. Se presenta en altitudes que van desde los 50 a 440 m s.n.m. en terrenos planos, abarcan todo el rango de exposiciones y poseen drenajes pobres. La profundidad efectiva es limitada y el escurrimiento lento, lo que produce que los suelos estén casi todo el año sobresaturados de agua, lo que dificulta fuertemente el desarrollo de la vegetación.

Determinación de unidades de gestión silvícola

En la determinación de UGS destacan tres procesos:

a. Análisis espacial de las variables altitud, exposición, pendiente y drenaje. Sobre esta base y la función de índice de sitio desarrollada por Calquín (1987), se determinó la superficie de bosques según la clase de sitio.

b. El segundo proceso consistió en la descripción y análisis espacial de la homogeneidad, considerando para ello las variables clases de altura y cobertura de copas, determinando clases espaciales de homogeneidad de rodales (cuadro 7.2).

c. Finalmente ambos productos se integraron (clases de homogeneidad y de sitio), generando una zonificación de tipo exploratoria de las áreas potenciales de gestión silvícola, caracterizándolas según la región administrativa (región y provincia), las variables fisiográficas, clase de sitio y clase de homogeneidad de rodales. Esto permitió asociar en base a información previa dasométrica y silvicultural para cada una de las UGS, estados de desarrollo, rango de variables dasométricas y respuesta a raleos.

Los resultados se presentan en mapas y cuadros, incluyen la distribución espacial de los rodales de canelo según clase de homogeneidad, clases de sitio y las unidades de gestión silvícola definidas. Posteriormente se presenta la descripción de las UGS y en base a la información dasométrica de inventarios históricos y consulta a expertos, se relacionan estas unidades con su orientación productiva potencial. Finalmente se ilustra con un estudio

Cuadro 7.1 Clases de sitios para bosques de segundo crecimiento de canelo (modificado de Calquín 1986).

Clase de sitio	Altura (m) a los 35 años	Productividad (m^3/ha/año)	Producción (m^3/ha)	Crecimiento medio anual (m)
I	19 (18-20)	14 (12,5- 16,5)	540	0,6
II	16 (15-17)	10 (8,5- 12,4)	427,5	0,5
III	13 (12-14)	6 (4,5- 8,4)	287,5	0,4
IV	9 (8-10)	2 (1-4,4)	165	0,3

Cuadro 7.2 Clases de homogeneidad de rodales según clase de cobertura y clase de altura.

Clase cobertura	Clase altura (m)			
	12 a 20 (1)	8 a 12 (2)	4 a 8 (3)	2 a 4 (4)
Denso (1)	1.1	1.2	1.3	1.4
Semi denso (2)	2.1	2.2	2.3	2.4
Abierto (3)	3.1	3.2	3.3	3.4

de caso para una UGS, el uso de esta información y cómo se operativiza a nivel predial mediante el uso de información dasométrica de campo, y la incorporación de índices, tales como índice de homogeneidad de rodales (De Camino 1976), índice de diversidad, índices de densidad relativa (Curtis 1971) e indicadores económicos-financieros, como el valor neto presente y la tasa de aumento del valor del bosque.

Resultados

Caracterización espacial de los bosques de segundo crecimiento de canelo en relación a variables fisiográficas y de sitio

Este estudio determinó que los bosques de segundo crecimiento de canelo en Chile ocupan una superficie de 252.062 hectáreas, considerando desde los 38,5° (región de La Araucanía) hasta los 43° de latitud sur (región de Los Lagos), representando el 7% de los bosques de segundo crecimiento del bosque nativo. El 74% se ubica en la región de Los Lagos (187 mil hectáreas), 22% (55 mil hectáreas) en la región de Los Rios y 4% (10 mil hectáreas) en la región de La Araucanía. La distribución de superficies según características de sitio se presenta en la cuadro 7.3.

Cuadro 7.3 Superficie de bosques de segundo crecimiento de canelo según provincia, clase de altitud, exposición, pendiente, drenaje y sitio.

		Región y Provincia							
		R. Araucanía	R. de los Rios			R. de los Lagos			
Variable		Cautín	Valdivia	Ranco	Osorno	Llanquihue	Chiloé	Palena	Total general
Altitud (m)	0-200	6.358	22.086	6.986	10.068	48.584	67.185	14.013	175.280
	200-400	2.693	8.719	7.898	11.339	10.779	6.403	1.503	49.334
	400-600	313	3.991	3.267	4.257	3.618	1.457	1.027	17.931
	600-800	83	956	960	3.412	583	111	529	6.635
	800-1000	-	-	453	1.914	172	-	273	2.811
	1000-1200	-	-	-	-	46	-	15	60
	1200-1400	11	-	-	-	-	-	-	11
	Total general	9.457	35.752	19.563	30.991	63.782	75.156	17.360	252.062
Exposición	Plano	8.348	26.101	13.009	18.941	55.922	66.533	11.241	200.094
	Norte	588	4.531	4.486	7.956	4.100	4.143	3.649	29.453
	Sur	522	5.119	2.069	4.094	3.760	4.480	2.470	22.514
	Total general	9.457	35.752	19.563	30.991	63.782	75.156	17.360	252.062
Pendiente	0-15%	8.348	26.101	13.009	18.941	55.922	66.533	11.241	200.094
	15-30%	849	7.808	4.867	9.232	6.223	7.739	3.091	39.809
	30-45%	229	1.784	1.520	2.471	1.184	755	902	8.844
	45-60%	21	59	168	282	197	119	420	1.266
	60-100%	10	-	-	66	257	11	1.333	1.676
	> 100%	-	-	-	-	-	-	373	373
	Total general	9.457	35.752	19.563	30.991	63.782	75.156	17.360	252.062
Drenaje	Bueno	-	8.302	15.734	24.851	18.351	2.165	-	69.404
	Excesivo	-	-	-	4.502	698	21.048	-	26.248
	Imperfecto	9.457	20.875	10	1.312	12.087	51.882	17.360	112.983
	Moderado	-	4.239	3.728	325	-	62	-	8.354
	Muy pobre	-	1.833	92	-	19.278	-	-	21.203
	Pobre	-	502	-	-	13.368	-	-	13.870
	Total general	9.457	35.752	19.563	30.991	63.782	75.156	17.360	252.062
Sitio	I	-	-	-	96	-	1.447	-	1.543
	II	-	15.734	8.302	29.258	19.049	25.296	-	97.639
	III	261	3.728	5.517	761	726	48.413	3.028	62.435
	IV	9.197	101	21.932	876	44.007	-	14.332	90.445
	Total general	9.457	19.563	35.752	30.991	63.782	75.156	17.360	252.062

Los bosques de segundo crecimiento de canelo se ubican mayoritariamente en altitudes menores a los 200 m s.n.m, en sectores de pendientes bajas, preferentemente planos y de drenajes muy pobres a imperfectos. Prácticamente no están presentes o son poco frecuentes estos bosques en altitudes mayores a 600 m s.n.m (a excepción de la Cordillera de la Costa de las provincias de Osorno y Valdivia), en pendientes mayores a 45%, en sitios de muy buen drenaje y alta productividad.

En cuanto a clases de drenaje, la mayor superficie se concentra en el drenaje de tipo imperfecto, que se caracteriza porque el agua es removida del suelo lentamente lo que permite mantenerlo húmedo por períodos, pero no permanentemente. En esta clase se ubica el 45% de los bosques de segundo crecimiento. La clase de drenaje bueno es la segunda en importancia, se ubica mayoritariamente en la región de Los Lagos y la clase de drenaje excesivo está presente sólo en la región de Los Lagos, mayoritariamente en la provincia de Chiloé.

Los resultados de la extrapolación espacial para conocer las clases de sitios en las cuales se encuentran los bosques de segundo crecimiento de canelo,

determinó que la clase con menor superficie es la clase de sitio I con sólo el 1% del total, localizándose principalmente en la región de Los Lagos. La clase de sitio con mayor superficie corresponde a la clase de sitio II, con un 39%. En un segundo lugar de importancia se ubica la clase de sitio IV con un 36 % del total, seguido de la clase de sitio III con un 25% (figura 7.2).

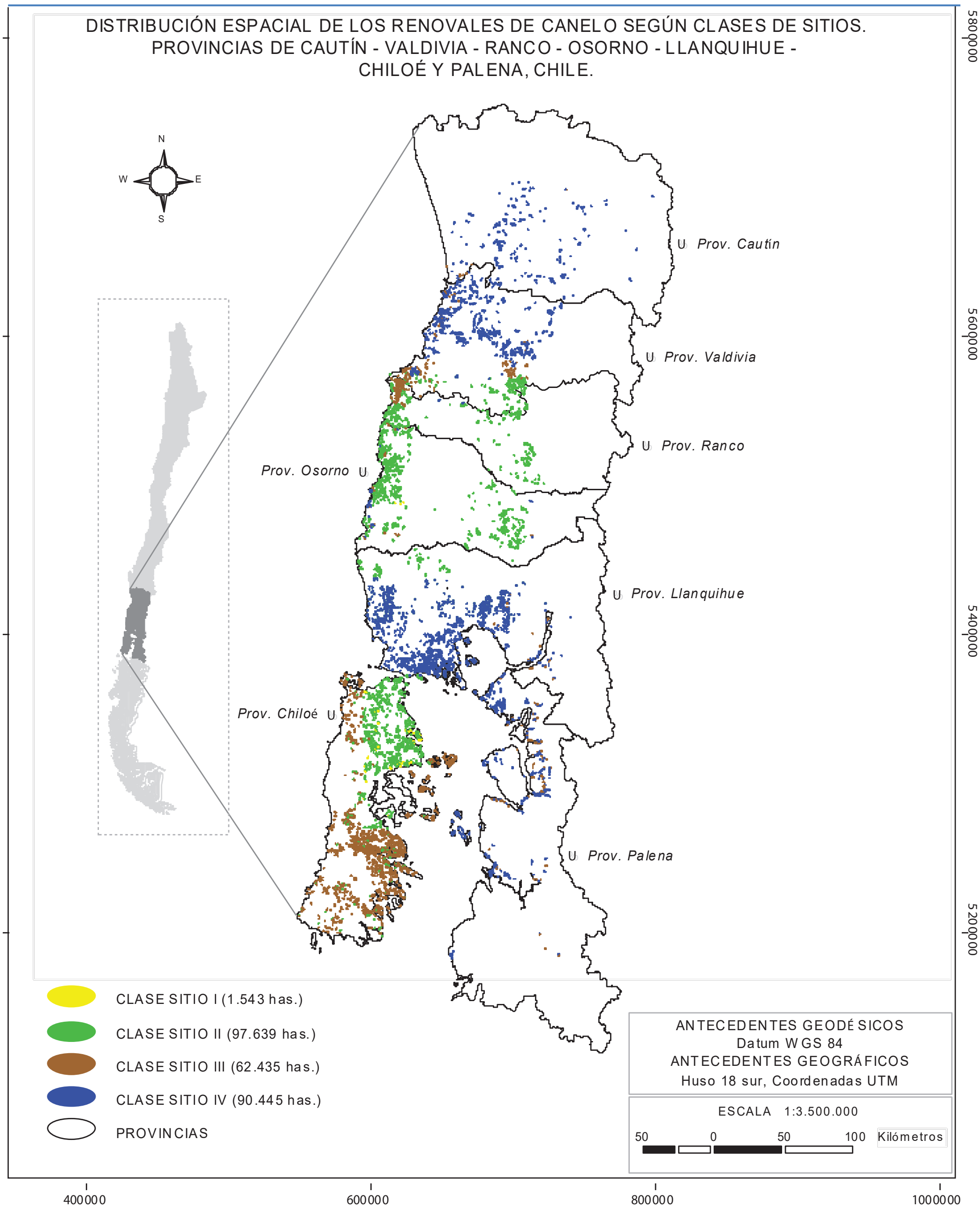


Figura 7.2 Superficie y distribución de bosques de segundo crecimiento de canelo por clase de sitio.

Caracterización espacial de bosques de segundo crecimiento en relación de a homogeneidad de rodales

Los resultados de superficie según clase de altura para los bosques de segundo crecimiento de canelo indican que la mayor superficie se ubica en la clase de 8 a 12 m con 100 mil ha equivalente al 40 % de la superficie. La clase de altura 4 a 8 m representa el 38 % del total con 95.774 ha y en menor superficie se encuentran las clases de altura 2 a 4 m y 12 a 20 m con 27.853 ha y 27.583 respectivamente (cuadro 7.4).

Las clases de cobertura están representadas mayoritariamente por bosques de segundo crecimiento semidensos y densos, con 119.996 ha para el primero y 101.486 para el segundo; en una menor superficie está la categoría de renoval abierto con 30.599 ha (cuadro 7.4).

Las estadísticas de clase de homogeneidad (clase de altura por clase de cobertura) indican que dominan en términos de superficie los bosques densos y semidensos de alturas menores a 12 m. y mayores a 4 m., alcanzando el 70% de la superficie. Del 30 % restante, el 8% corresponde a bosques densos de 12 a 20 m. y los bosques abiertos cubren un 12% (cuadro 7.5, figura 7.3).

Cuadro 7.4 Superficie de bosques de segundo crecimiento de canelo por clase de altura, clase de cobertura a nivel de región y provincia.

		R. Araucanía	R de los Rios		R. de los Lagos				Total general
Variable	Cautín	Valdivia	Ranco	Osorno	Llanquihue	Chiloé	Palena		
Altura	2-4 m	1.398	12.301	3.940	1.198	4.188	156	4.672	27.853
	4-8 m	2.868	33.514	22.093	6.530	6.857	6.132	17.781	95.774
	8-12 m	3.939	26.097	30.640	15.241	5.793	9.884	9.257	100.851
	12-20 m	1.252	3.245	7.110	8.022	523	3.391	4.041	27.583
	Total general	9.457	75.156	63.782	30.991	17.360	19.563	35.752	252.062
Cobertura	Abierto	1.267	2.008	2.166	3.271	12.602	8.481	804	30.599
	Denso	4.996	10.136	9.731	20.400	27.676	24.044	4.503	101.486
	Semidenso	3.194	23.608	7.666	7.319	23.504	42.631	12.053	119.976
	Total general	9.457	35.752	19.563	30.991	63.782	75.156	17.360	252.062

Cuadro 7.5 Superficie por clase de homogeneidad (CH) de bosque de segundo crecimiento de canelo a nivel de región y provincia.

			R. Araucanía	R. de Los Rios			Región de los Lagos			
Variables		CH	Cautín	Valdivia	Ranco	Osorno	Llanquihue	Chiloé	Palena	Total
Renoval Denso	2-4 m	1.4	236	1.930	-	-	820	2.805	-	5.791
	4-8 m	1.3	1.921	1.217	669	1.285	5.970	6.923	1.103	19.088
	8-12 m	1.2	2.291	6.152	7.746	12.070	16.589	11.897	3.297	60.041
	12-20 m	1.1	548	836	1.316	7.046	4.297	2.420	102	16.565
	Total	-	4.996	10.136	9.731	20.400	27.676	24.044	4.503	101.486
Renoval Semidenso	2-4 m	2.4	57	1.621	24	856	1.988	6.927	4.121	15.594
	4-8 m	2.3	947	16.112	5.100	3.460	11.361	21.945	5.448	64.373
	8-12 m	2.2	1.649	2.864	1.620	2.519	9.386	13.437	2.118	33.593
	12-20 m	2.1	541	3.012	921	484	770	322	365	6.415
	Total	-	3.194	23.608	7.666	7.319	23.504	42.631	12.053	119.976
Renoval abierto	2-4 m	3.4	1.105	1.121	132	342	1.132	2.569	67	6.468
	4-8 m	3.3	-	451	363	1.785	4.762	4.645	305	12.313
	8-12 m	3.2	-	241	517	652	4.665	764	377	7.216
	12-20 m	3.1	163	194	1.154	492	2.043	502	55	4.603
	Total	-	1.267	2.008	2.166	3.271	12.602	8.481	804	30.599

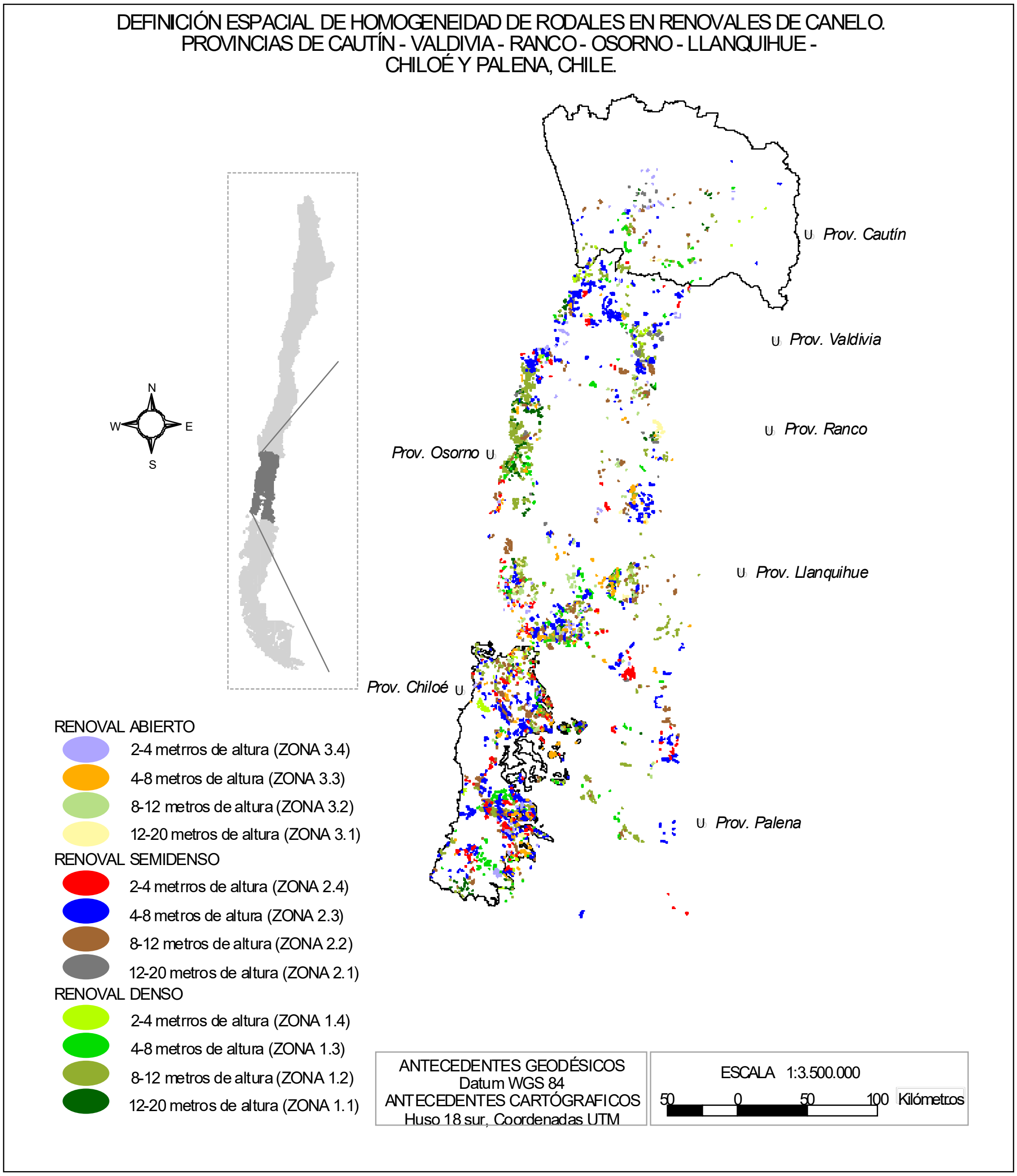


Figura 7.3 Superficie y distribución de bosques de segundo crecimiento de canelo por clase de homogeneidad de rodales.

Unidades de Gestión Silvícola (UGS)

Los objetivos de las UGS se definieron de acuerdo a los siguientes criterios generales:

1. Bosques en sitios de mayor productividad se orientan a la producción de trozas de alto valor con una silvicultura intensiva (I y II).

2. Bosques en sitios de menor productividad se definen para uso no maderable (IV).

3. Bosques en sitios de productividad media (III) se orientan a la producción de trozas de menor valor.

4. Bosques densos y semidensos en estado de monte bravo, latizal y fustal, prioridad de manejo productivo maderable, si se ubican en los sitios de mayor productividad.

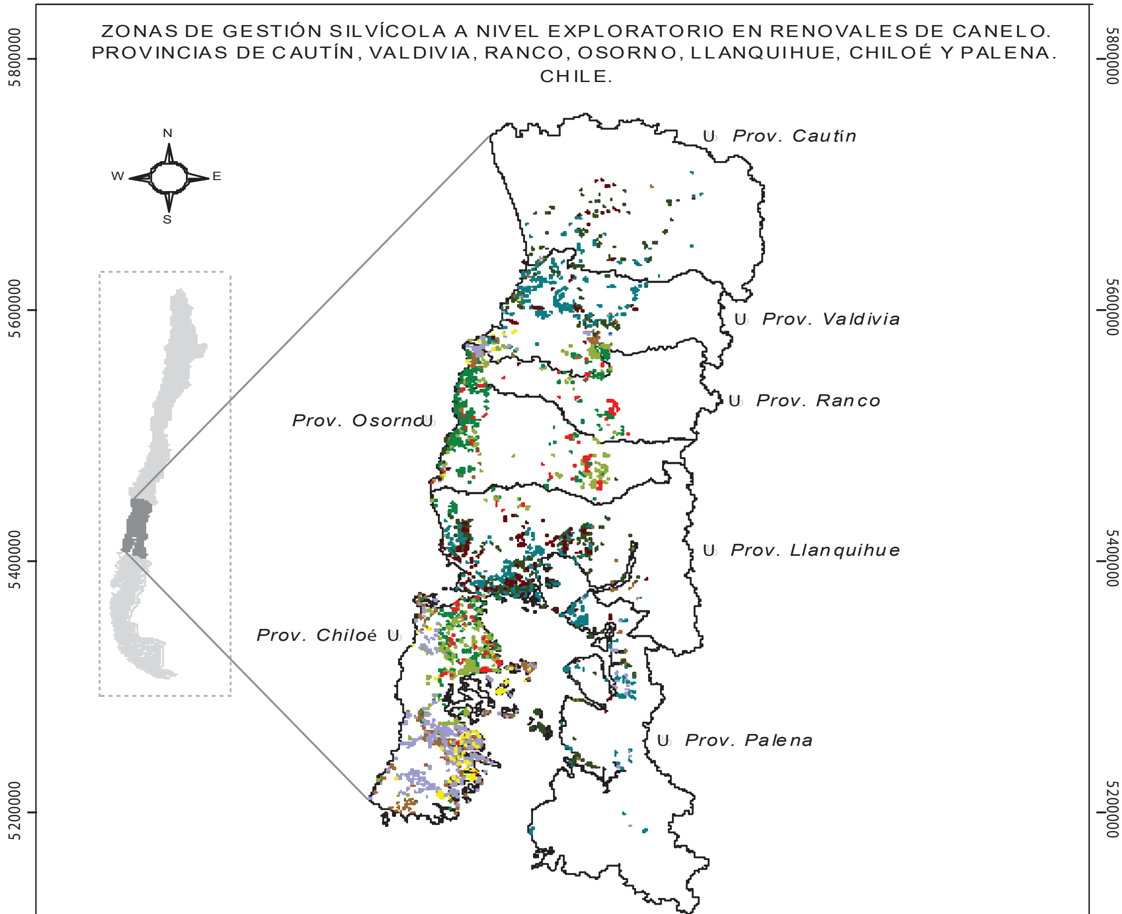
5. Bosques abiertos en estado fustal prioridad recuperación.

La combinación de las cuatro clases de sitios con las 12 clases de homogeneidad, generaron 48 unidades potenciales de gestión silvícola (UGS). De éstas se definieron finalmente 11 (UGS), sobre la base de la existencia de una superficie mínima de gestión con potencial productivo, representado por el sitio y condición de estructura. Para cada una de estas unidades se definió su objetivo principal de uso, ya sea, bienes maderables o no maderables y servicios ecosistémicos (cuadro 7.6).

El estudio centra la discusión de manejo en aquellos bosques en estado de monte bravo, latizal y fustal delgado (Vita, 1996), correspondiente a los sitios I y II, que presentan cobertura semidensa y densa y que representan el potencial productivo para la industria de la madera de calidad y como producto secundario derivado de los raleos y podas, madera para energía. Para las unidades de los sitios III y IV se indica solamente su uso potencial y se caracterizan en términos generales (cuadro 7.6, figura 7.4).

Cuadro 7.6 Caracterización de las unidades de gestión silvícola.

UGS	Características de las unidades de gestión silvícolas (UGS)
1	Bosques con un índice de sitio I, tipo de cobertura boscosa denso y semidenso y con alturas dominantes entre las clases 8-12 y 12-20 m, edades aproximadas de 16 a 35 años e incluye estados de desarrollo de monte bravo, latizal y de fustal delgado, cubre una superficie de 677 ha con un objetivo principal de producción de madera de calidad.
2	Bosques con índice de sitio I, tipo de cobertura boscosa denso y semidenso, con alturas dominantes entre las clases 2-4 y 4-8 m, edades que varían de de 5 a 15 años e incluye estados de desarrollo de monte bravo, cubre una superficie de 668 ha con un objetivo de producción de madera de calidad.
3	Bosques con índice de sitio I y II, tipo de cobertura boscosa abierto y con alturas dominantes entre las clases 4-8 y 12-20, edades entre 8 a 30 años e incluye estados de desarrollo de monte bravo, latizal y de fustal delgado, alcanza una superficie de 12.225 ha. El objetivo principal, producción de madera de calidad y protección.
4	Bosques con índice de sitio II, tipo de cobertura boscosa denso y semidenso con alturas dominantes entre las clases 4-8 y 12-20 m, pero no superior a 16 m y edades mayores a 15 años e incluye estados de desarrollo de monte bravo y latizal, presenta una superficie de 54.926 ha con un objetivo de producción de madera de calidad y protección.
5	Bosques con índice de sitio II, tipo de cobertura boscosa denso y semidenso con alturas dominantes entre las clases 2-4 y 4-8 m o edades entre 7 a 15 años e incluye estados de desarrollo de brinzal, una superficie de 30.686 ha con un objetivo de producción de madera de calidad.
6	Bosques con índice de sitio III, tipo de cobertura boscosa denso y semidenso con alturas dominantes entre las clases 4-8 y 12-20 m, pero no mayores a 16 m y edades mayores a 20 años. Incluye estados de desarrollo de brinzal y latizal, una superficie de 23.153 ha con un objetivo de protección y producción de madera para energía.
7	Bosques con índice de sitio III, tipo de cobertura boscosa denso y semidenso con alturas dominantes entre las clases 2-4 y 4-8 m y edades entre 7 a 20 años e incluye estados de desarrollo de brinzal, monte bravo y latizal. Presenta una superficie de 32.993 ha, con un objetivo de producción de protección y madera para energía.
8	Bosques con índice de sitio III, tipo de cobertura boscosa abierto con alturas dominantes entre las clases 4-8 y 12-20 m, pero no mayores a 16 m. y edades mayores a 10 años e incluye estados de desarrollo de brinzal y latizal, cubre una superficie de 6.287 ha con un objetivo de protección y producción de madera para energía.
9	Bosques con índice de sitio IV, tipo de cobertura boscosa denso y semidenso y presentan alturas dominantes entre las clases 8-12 y 12-20 m, pero no mayores 14 m y edades mayores a 30 años e incluye estados de desarrollo de monte bravo y latizal, una superficie de 37.858 ha con un objetivo de producción de protección.
10	Bosques con índice de sitio IV, tipo de cobertura boscosa denso y semidenso con alturas dominantes entre 2 a 8 m, o edades entre 6 a 30 años e incluye estados de desarrollo de brinzal y monte bravo, una superficie de 40.500 ha con un objetivo de protección.
11	Bosques con índice de sitio IV, tipo de cobertura abierto con alturas entre 2 a 20 m y edades mayores a10 años, altura no mayor a 12 m, incluye estados de desarrollo de brinzal y monte bravo, alcanza una superficie de 12.086 ha. Objetivo principal es protección.



NÚMERO ZONA	COLOR ZONA	ZONA DE GESTIÓN	SUPERFICIE (HAS)
1		Indice de sitio I con cobertura boscosa Densa y Semidensa y alturas dominantes entre 8 y 20 m.	677
2		Indice de sitio I con cobertura boscosa Densa y Semidensa y alturas dominantes entre 2 y 8 m.	668
3		Indice de sitio I y II con cobertura boscosa Abierta y alturas dominantes entre 2 y 20 m.	12225
4		Indice de sitio II con cobertura boscosa Densa y Semidensa y alturas dominantes entre 8 y 20 m.	54927
5		Indice de sitio II con cobertura boscosa Densa y Semidensa y alturas dominantes entre 2 y 8 m.	30686
6		Indice de sitio III con cobertura boscosa Densa y Semidensa y alturas dominantes entre 8 y 20 m.	23154
7		Indice de sitio III con cobertura boscosa Densa y Semidensa y alturas dominantes entre 2 y 8 m.	32994
8		Indice de sitio III con cobertura boscosa Abierta y alturas dominantes entre 2 y 20 m.	6288
9		Indice de sitio IV con cobertura boscosa Densa y Semidensa y alturas dominantes entre 8 y 20 m.	37858
10		Indice de sitio IV con cobertura boscosa Densa y Semidensa y alturas dominantes entre 2 y 8m.	40500
11		Indice de sitio IV con cobertura boscosa Abierta y alturas dominantes entre 2 y 20 m.	12087

ESCALA 1:5.000.000
50 0 50 100 150 Kilómetros

ANTECEDENTES GEODÉSICOS
Datum WGS 84
ANTECEDENTES GEOGRÁFICOS
Huso 18 sur, Coordenadas UTM

Figura 7.4 Zonas de gestión silvícola potencial a nivel exploratorio para bosques de segundo crecimiento de canelo en Chile.

Orientaciones de silvicultura y manejo: estudio de caso para la unidad de gestión silvícola 2 (UGS 2)

Se presenta una propuesta de trabajo para planificar y controlar acciones silviculturales asociadas a la producción de madera de calidad como objetivo principal, ya sea a nivel predial, comunal o provincial. Para ello se consideran tres niveles de información (cuadro 7.7): el nivel uno corresponde a la información general de las UGS, el nivel dos a la información obtenida del muestreo de campo, y el tres a la propuesta silvícola asociada a indicadores de seguimiento del efecto silvicultural.

El nivel tres incluye la propuesta silvícola, recomendando para efectos de monitorear la inversión en silvicultura incorporar los siguientes indicadores de control de procesos: índice de densidad relativa de Curtis (IDR) (Curtis 1971), índice de homogeneidad de rodales (IHR) (De Camino 1976), la tasa de aumento de valor del árbol de área basal media, la tasa de aumento de valor del bosque, indicadores de medida de la diversidad y el valor neto presente.

El bosque meta lo conforman 400 árboles cosecha, que corresponden a un 20% de los árboles dejados en el primer raleo y un volumen meta de 350 m^3/ha, distribuidos en un 70% de árboles de buena calidad, índice de homogeneidad de rodal de valor 12 e índice de densidad relativa de 45%. La propuesta corresponde a raleos por lo bajo moderados sucesivos o grado B (*sensu* Nyland 2002) manteniendo densidades relativas (IDR) entre 30 y 45%. Esto significa que cuando el rodal alcance un nivel de IDR de 45% debe ralearse a un nivel de 30% de IDR residual, evitando mucha competencia y mortalidad.

Cuadro 7.7 Niveles de información para decisiones silviculturales y de manejo: (1) zonas de gestión silvícola en sistemas de información espacial y (2) registrada en muestreo de campo.

Nivel	Antecedentes
1	Sector: Cordillera de la Costa de Valdivia.
	Localidad Hueicolla: Paralelos 40° y 43°S y entre los meridianos 73° y 74°O.
	Unidad de gestión silvícola 4 (UGS4): corresponde a un sitio II, con índice de sitio de 15 m, son bosques densos y semidensos, con productividad de 10 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ y presentan principalmente estado de desarrollo de latizal.
	Objetivo principal: producción de madera de calidad.
	Superficie país: 15.000 hectáreas. Factores limitantes y favorables generales.
2	Edad promedio: 30 años.
	Altura dominante: 13 metros. Sitio II.
	Estado de desarrollo: bosques de segundo crecimiento denso correspondiente a fustal delgado.
	Origen: Monte medio. Catastrófico: tala rasa e incendio.
	Composición de especies: bosques puros con 80% de participación de *D. winteri* en área basal y volumen. Especies acompañantes *Amomyrtus luma* (Mol.) y *Eucryphia cordifolia* (Cav.)
	Calidad aparente: 40% árboles clase A, 25% clase B, 20% clase C y 15% clase D (Norma Chilena de Clasificación de Árboles en pie, Guerra *et al.* 2012).
	Parámetros dasométricos: 600 arb.ha/; 350 m^3/ha; 40 m^2/ha; DMC: 12 cm; altura promedio 11 m.
	Estructura diamétrica: exponencial negativa.
	Productos: 0% debobinable; 30% aserrable y 70% energía.
	Especies en peligro de extinción o raras por existencia: No hay.
	Factores limitantes: accesibilidad y profundidad arraigable.
	Factores favorables: productividad, estado sanitario y densidad.

Cuadro 7.8 Ejemplo de uso de indicadores de control de procesos silvícolas para la zona de gestión silvícola II: resultados después de 21 años de aplicado un ensayo de raleo en la cordillera de la Costa de Valdivia-Chile (Navarro 2012).

Tratamiento	Índice de Homogeneidad de Rodales. De Camino (1976)	Índice de Densidad Relativa (Curtis, 1971)	Índice de Diversidad Shannon-Wiener	Tasa de aumento de valor del bosque (1).	Valor Neto Presente
	1986-2007	1986-2007	86- 2007	(86-2007)	(86-2007) US$/ha
Sin manejo	2,90 – 5,0	0,61-0,64	0,68 - 0,80	3%	641
Raleo fuerte	5,60- 11,0	0,23-0,43	0,24 - 1,05	8%	2.300

El índice de homogeneidad de rodales (De Camino 1976) permite estratificar rodales y planificar sistemas silvículturales más precisos, esto según el rango de valor alcanzado y la interpretación para la especie o grupo de especies que conforman el bosque. Para este ejemplo el índice se aplica a bosques coetáneos y se evalúa la homogeneidad en términos del efecto del tipo de raleo y el tiempo requerido para alcanzar una cifra meta. Se observaron cifras en los bosques no manejados de 3 a 5,5, y en bosques manejados de 6 a 11, demostrando la mayor homogeneidad de los tamaños de los árboles producto del manejo. De Camino (1976) señala que el raleo por lo bajo aumenta la homogeneidad de los rodales. Bosques sometidos a este tipo de raleos durante largo tiempo mostraron coeficientes entre 4 y 10, lo que coincide con el caso planteado (figura 7.5). Esto sugiere incorporar este indicador como variable de estratificación de los inventarios forestales y sobre esta base definir índices de homogeneidad meta y su relación con los otros indicadores recomendados, lo cual debe incorporarse como línea de investigación en bosques de segundo crecimiento en Chile.

El índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener permite realizar comparaciones en diversidad de especies entre sitios con diferentes comunidades. Este índice oscila entre 1,5 y 3,5 y sólo rara vez sobrepasa 4,5. Mientras mayor sea el valor del índice significa que el ecosistema es altamente diverso (Magurran 1988). Las intervenciones silvícolas deben incorporar para su monitoreo índices de diversidad, como un objetivo de la silvicultura, para lo cual es fundamental analizar el efecto del manejo del bosque sobre este atributo, el que debe ser monitoreado temporal y espacialmente. El índice obtenido presenta en bosques sin manejo valores de 0,68 a 0,80 para el periodo de 21, años mientras que en los bosques manejados de 0,24 a 1,05 en el mismo periodo. Esto indica que los raleos proyectados en el tiempo generaron una mayor amplitud en esta medida de diversidad respecto de los bosques sin manejo (cuadro 7.8, figura 7.5).

Desde el punto de vista económico es fundamental incorporar la tasa de aumento del valor del bosque y el valor neto presente (VNP), para efectos de monitorear la inversión en silvicultura y poder tomar decisiones con enfoque integrado biológico-comercial y particularmente para que los dueños de los bosques dimensionen los efectos positivos de la silvicultura en su economía. La cuadro 7.8 presenta la magnitud del efecto de aplicar manejo en estos bosques, determinando cifras casi cuatro veces respecto de no intervenirlos en términos de VNP y la tasa de aumento de valor de 2,5 veces. La propuesta considera realizar al menos cuatro raleos, donde se debe considerar como factores críticos: el viento, la estabilidad del rodal, estado sanitario y calidad de anclaje de los árboles futuros. La corta final es una corta de protección uniforme o en fajas, realizada a lo menos a la edad de 80 años, en un período de tiempo que no debe pasar el 20 % de la edad esperada de rotación para que el bosque futuro se pueda manejar como coetáneo. Este bosque genera un VNP de US$/ha 2.500 y una TIR de 14% (Navarro *et al*. 2010).







Figura 7.5 Fotografías de bosques de canelo (a), manejados (c y d), no manejados (b).

Discusión y conclusiones

La ordenación forestal debe precisar y materializar unidades ambientales homogéneas, que integradas a condiciones particulares de estructura de bosques permita definir a nivel exploratorio unidades potenciales de gestión silvícola (UGS). Estas unidades son comparables conceptualmente al "cuartel" en la terminología española, que constituye una unidad de objetivos y de sistema silvicultural, donde la silvicultura a realizar está ligada a los objetivos y a la estructura ideal que resulta de las condiciones del sitio y del estado de la estructura del bosque, elementos que pueden limitar o restringir alcanzar la estructura ideal (Prieto y López, 1993). El sistema aplicado, como lo plantea Dubourdieu (1986), es para mantener una estructura considerada como ideal o transformar el recurso hacia la estructura deseada. Esta asignación va a depender además de aspectos comerciales y de la capacidad del propietario para movilizar recursos, como lo indican Acuña y Drake (2003).

Para efectos de comunicar el resultado de la implementación del sistema silvicultural resulta necesario incorporar índices que simplifiquen la toma de decisiones y que den cuenta de la condición y complejidad del recurso. Este estudio sugiere incorporar índices de tipo silvicultural y económico-financiero, que permiten conocer los niveles de uso de la capacidad de carga del sitio, los niveles de competencia y estados de desarrollo, productividad, diversidad, homogeneidad, productos a obtener según un sistema de clasificación , cambio en la tasa de valor del bosque, el VNP y/o la TIR.

Los bosques de segundo crecimiento de canelo presentan un modo de regeneración catastrófico (talas rasas, incendios o praderas abandonadas), formando masas coetáneas juveniles, con coberturas de copas densas y alta densidad de árboles. Se desarrollan en terrenos de baja pendiente, más bien planos, en altitudes menores a 400 m s.n.m y con influencia oceánica que atenúa las bajas temperaturas. Abarcan una amplitud latitudinal de 900 kilómetros (39° a 47° latitud sur) y longitudinal de 100 kilómetros aproximadamente, lo que demuestra la plasticidad ecológica de la especie que se desarrolla en condiciones microclimáticas, fisiográficas y de sitio diversas. En estas condiciones se logran diferentes niveles de productividad y restricciones de diverso tipo, que determinan los objetivos de manejo, los sistemas silviculturales y la elección de las especies principales y secundarias.

Las interrogantes generadas por la alta variabilidad, en términos de homogeneidad espacial y clase de sitio, plantean la necesidad de discutir los diferentes tratamientos y el objetivo principal en las UGS (11 definidas), considerando los factores favorables, restricciones y la riqueza de especies, ya sea para producción de madera, protección física, biológica o paisajística, o uso social. Para cada uno de ellos es necesario precisar los sistemas silviculturales y especies objetivos a nivel de predial o grupos de predios (cantones en la terminología española).

En general, se determinó que los mejores sitios se presentan a medida que aumenta la latitud, alcanzando un máximo en la zona costera de las provincias de Osorno, Llanquihue y Chiloé Insular (41° a 44° Lat S). Los sitios más pobres se localizan en las zonas extremas del área de estudio, en las provincias de Cautín y Palena, donde ambas tienen en común una menor humedad de los suelos y mayores oscilaciones térmicas. Esto coincide con lo planteado por Calquín (1987) quien indica que las mayores productividades se encuentran en Chiloé, territorio que presenta mayores niveles de precipitación, temperaturas más templadas, y una oscilación térmica anual baja cercana a 6ºC.

Uno de los factores determinantes para el establecimiento de bosques de canelo es la existencia de humedad permanente en el suelo. Los niveles de productividad (clases de sitio) se explican de manera significativa por las condiciones restrictivas de permeabilidad, expresado en la función de índice de sitio desarrollada por Calquín (1987). Este factor explica principalmente la delimitación de las UGS y su objetivo de manejo. Por ejemplo, en aquellas unidades de drenaje pobre a muy pobre, como los

suelos ñadis, el factor limitante es la profundidad arraigable, exceso de agua en gran parte del año, rodales inestables al manejo, mal estado sanitario de los árboles, etc; limitando estas UGS (9, 10, 11) a objetivos de protección biológica, física y uso social principalmente. En cambio en aquellas UGS (1, 2) de drenaje bueno, que retienen cantidades óptimas de humedad para el crecimiento de las plantas, presentan mayor profundidad arraigable, buenos crecimientos, buen estado sanitario, y limitaciones como la estabilidad del rodal en estados de latizal y fustal, la orientación principal puede ser a la producción de madera de calidad.

Se determinaron 96 mil hectáreas (UGS 1, 2, 3, 4 y 5) potenciales para la producción de madera de calidad y generación de servicios ecosistémicos, correspondiente a la clase de productividad 2 y 3. No se determinó bosques en los sitios de mayor productividad o clase 1. Una cifra cercana a las 90 mil hectáreas corresponde a sitios de alta fragilidad y de muy baja productividad (UGS 9, 10 y 11), siendo necesario diseñar e implementar instrumentos de protección para estos bosques y de compensación para sus propietarios.

El sistema silvicultural para una UGS y la elección de las especies son dos componentes de la ordenación forestal, que si bien no es desarrollado en este capítulo, es necesario comentar algunos aspectos generales. Para aquellas unidades cuyo objetivo principal es la producción de madera de calidad y en forma secundaria la producción de servicios (UGS 1-5), es posible proponer sistemas silviculturales para bosques coetáneos o multietáneo, para las especies principales seleccionadas, cuya decisión a nivel predial se produce una vez que se alcanza la etapa inicial de regulación. La legislación permite para el tipo forestal siempreverde aplicar ambas opciones de sistemas silviculturales, métodos de selección o de protección.

La composición de especies de alta calidad maderable acompañantes en los bosques de canelo, tales como ulmo (*Eucryphia cordifolia*), coihue de Chiloé (*Nothofagus nítida*), tepa (*laureliopsis Philippiana*) y mañíos (*saxegothaea conspicua* y *podocarpus nubigena*), produce alternativas de elección de especies, cuyo sistema silvicultural puede modificar la dinámica natural de estos bosques. La abundante presencia de tepa (tolerante a la sombra) en bosques raleados después de 20 años (Navarro *et al* 2016), indicarían para los sitios de alta productividad, como opción de tratamiento, una corta protección uniforme o en bosquetes o método de selección; en cambio, si la especie principal es canelo (tolerancia media la sombra) una alternativa es la tala rasa en parches o en fajas entre una y dos veces la altura de los árboles. Estas decisiones de cortas finales, requieren conocer elementos fundamentales de la autoecología y dinámica de los bosques, de manera de reducir la incertidumbre de sendas posibles de dinámica una vez realizada la corta final; aspectos donde existen vacíos de investigación y falta de ensayos permanentes con producción científica representativos de la distribución del tipo forestal.

El estado actual de los bosques de segundo crecimiento de canelo, requiere para alcanzar la etapa inicial de regulación, que se apliquen raleos como actividad prioritaria dada la alta mortalidad por competencia en condiciones no manejadas (Navarro *et al*. (1997). Al respecto, Navarro *et al* (2011) sugieren para renovales de canelo mantener niveles de ocupación de sitio entre las zonas de subutilización (índice de densidad relativa (IDR) de 30 a 35 %) y la de inminente mortalidad por competencia (IDR de 45-55 %), realizando al menos tres raleos para alcanzar un rodal meta que genere productos aserrables y debobinables a una edad no menor a los 80 años. Esto sería aplicable para las UGS 4 y 5. Esta propuesta produce un aumento de valor del bosque tres veces respecto de no manejarlo, genera una mejor ocupación del sitio en el período y no disminuye la diversidad.

La carencia de estudios de suelo en la zona de distribución de los renovales de canelo, limita los resultados de este estudio, particularmente en la Cordillera de la Costa de la región de La Araucanía y la región de Los Rios. Los trabajos de productividad

de estos bosques se han concentrado en la Región de Los lagos, en las provincias de Chiloé y Llanquihue; siendo la productividad un desafío de investigación en general para los bosques nativos de Chile.

Referencias

Acuña E, F Drake. 2003. Análisis del riesgo en la gestión forestal e inversiones silviculturales: una revisión bibliográfica. *Bosque* 24 (1): 113 – 124.

Aguiló M. 1998. Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.

Bormann F, E Likens. 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag New York Inc. 253 p.

Calquín R. 1987. Índices y clases de sitio para canelo (*Drimys winteri* Forst) en la X Región. Tesis, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, Santiago, 125 p.

Carey A, R Curtis. 1996. Conservation of biodiversity: a useful paradigm for forest ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin*. 24:610-620.

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales, CL). 2002. Descripciones de suelos y materiales y símbolos estudio agrológico IX región. CIREN Nº122. 360 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL), CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente, CL). 1997. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Santiago, Chile. 88 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2011. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de cambios y actualizaciones, período 2007.2011. 25 p.

Cruz Johnson P, P Honeyman, C Caballero. 2005. Propuesta metodológica de ordenación forestal, aplicación a bosques de lenga en la XI Región. *Bosque* 26 (2): 57-70

Curtis R. 1971. Tree Area Power Function and Related and Density Measures for Douglas-Fir. *Forest Science* 17: 146-159.

Davis S, K Johnson, P Bettinger, T Howard. 2001. Forest management. 4th ed. Mcgraw–Hill, New York.

De Camino R. 1976. Determinación de la Homogeneidad de Rodales. *Bosque* 1 (2): 110-115.

Di Castri F, E Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Editorial Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 128 pp.

Donoso C. 1981.Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de Trabajo 38, FO: DP/CHI/76/003. Investigación y desarrollo Forestal (FAO).

Donoso C. 1993. Ecología forestal. Bosques templados de Chile y Argentina, variación, estructura y dinámica. Editorial universitaria, Santiago.

Donoso P, C Donoso, C Navarro. 2014. Manejo de Ecosistemas Forestales. En: C. Donoso, M González y A Lara (Eds.) Ecología Forestal, pg. 505-526.

Donoso P, D Soto, R Bertín. 2007. Size- density reationships in *Drimys winteri* secondary forest of the Chiloe Island, Chile: effects of fisiografy and species composition. *Forest Ecology and Management* 239: 120-127.

Donoso P, L Otero. 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿Dónde se sitúa Chile? *Bosque* 26 (3): 5-18.

Dubourdieu J. 1986. Notions d`aménagement des forêts. En Précis de Sylviculture (L. Lanier). (cap. VI). Ecole Nationale du Genie Rural, des Eaux et des Forêts. Nancy.

Esse C, C Navarro, P Donoso, S Müller-Using. 2009. Estudio de disturbios en bosques secundarios de canelo y su efecto sobre la estructura, a través de tecnologías de percepción remota en Llanquihue, Chile Universidad Católica de Temuco. Tesis Magíster SIG y PR. 33 p.

Flores J, H Lee. 2004. Efectos del clima y capacidad de almacenamiento de agua del suelo en la productividad de rodales de pino radiata en Chile: un análisis utilizando el modelo 3-PG. *Bosque* 25 (3): 11-24.

Gayoso J, R Muñoz. 2000. Un algoritmo heurístico para resolver la asignación de usos alternativos en área rurales. *Bosque* 21 (1): 3-12.

Gerding V, J Schlatter. 1995. Variables y factores del sitio de importancia para la productividad de *Pinus radiata D. Don* en Chile. *Bosque* 16 (2): 39-56.

González R, E Treviño, O Aguirre, J Jiménez, I Cantú, R Foroughbackhch. 2004. Rodalización mediante sistemas de información geográfica y sensores remotos. *Investigaciones Geográficas* 53: 39-57

INFOR (Instituto Forestal, CL).2008. Manual de Silvicultura en bosques nativos dominados por raulí, roble y coigue para Pequeños y Medianos Productores. 34 p.

Kangas J, A Kangas. 2005. Multiple criteria decision support in forest management—the approach, methods applied, and experiences gained. *Forest Ecology and Management.* 207 (1-2):133-143

Kimmins, J.P. (Hammish). 1997. Balancing Act. Environmental issues in forestry. 2nd ed., UBC Press, Vancouver, Canada. 305 p.

Kohm K, J Franklin. 1997. Creating a forestry for the 21st

Century. The science of ecosystem management. Island Press, Washington D.C. 475 p.

Lackey R. 1998. Seven pillars of ecosystem management. *Landscape and Urban Planning* 40(1-3): 21-30.

Magurran A. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. Bangor, USA. Springer Netherlands.179 p

Navarro C, C Donoso, V Sandoval, C González. 1997. Evaluación de raleos en renovales de Canelo (*Drimys winteri* (forst)) en la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Bosque* 18(2): 51 67.

Navarro C, M Herrera, F Drake, P Donoso. 2010. Evaluación de la rentabilidad del manejo en bosques secundarios de canelo (*Drimys winteri*) en la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Bosque* 31(3): 209-218.

Navarro C, M Herrera, F Drake, P Donoso. 2011. Diagrama de manejo de densidad y su aplicación a raleo en bosques de segundo crecimiento de *Drimys winteri* en el sur de Chile. *Bosque* 32(2): 175-186.

Navarro C. 2012. Aspectos silviculturales y estrategias de gestion sostenibles en bosques de segundo crecimiento de drimys winteri J. R. Forst. & G. Forst. (canelo) en chile. Tesis doctoral, Universidad de Córdoba, España. 316 p.

Navarro C, P Nuñez, O Larrain, M Sanhueza. 2016. Evaluación de actividades silviculturales aplicadas en bosques del tipo Roble-Rauli-Coigue en la Región de La Araucanía, durante el periodo 2009- Marzo.2015.. Informe Convenio 02 CONAF-UFRO-UCT.

Nyland, R. 2002. Silviculture. Concepts and Applications. New York, USA. McGraw-Hill Companies. 633 p.

Oliver C, B Larson. 1996 .Forest Stand Dynamics, John Wiley & Sons, New York. 520 pp.

Ortega J, W Foster, R Ortega. 2002. Definición de sub-rodales para una silvicultura de precisión: una aplicación del método fuzzy k-means. *Ciencia e investigación agraria:* revista latinoamericana de ciencias de la agricultura. 29: 35-44

Ortega R. 2007. Herramientas para el manejo sitio específico de cultivos. p. 62-67. In 7º Curso Internacional de Agricultura de Precisión y Máquinas Precisas. 17, 18 y 19 de Julio de 2007, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agrícola Manfredi. Córdoba, Argentina.

Overbay J. 1992. Ecosystem management. Pages 3-15 in Taking an ecological approach to management. USDA For. Serv., Washington, D.C.

Puettmann K, K Coates, C Messier. 2009. A critique of silviculture. Managing for Complexity. Island Press pág. 68-69.

Prieto A, M López. 1993. Manual de ordenación de montes. Versión Española del Manuel D´Aménagement (Office National des Forest Jean Duboourdieu). Madrid, España. Editorial Paraninfo. 261 p. ISBN 84-283-1998-7 (edición Española).

Reineke L. 1933. Perfecting a stand-density index for even-aged forests. *Journal of Agricultural Research* 46:627-638.

Roel A, J Terra. 2006. Muestreo de suelos y factores limitantes del rendimiento. p. 65-80. In R. Bongiovanni, E. Mantovani, S. Best y A. Roel (eds.). Agricultura de precisión: Integrando conocimientos para una agricultura moderna y sustentable. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Montevideo, Uruguay.

Santibáñez, F y Uribe, J. 1983. Atlas agroclimático de Chile. Universidad de Chile, Santiago, Chile. 64 p.

Schlatter J, V Gerding, M Oñate. 1998. Características y variabilidad de sitios con plantaciones adultas de *Pinus radiata D. Do*n en suelos graníticos de las Regiones VIII y IX. *Bosque* 19(1): 37-59.

Schlatter J, V Gerding. 1995. Método de clasificación de sitios para la producción forestal, ejemplo en Chile. *Bosque* 16 (2): 13-20.

Skovsgaard J, J Vanclay. 2008. Forest site productivity: A review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry* 81(1):13-31.

Spies T, J Franklin. 1996. The diversity and maintenance of old growth forests. In Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice. Eds. R.C. Szaro and D.W. Johnson. Oxford University Press, New York, pp 296–314.

Szaro R, W Sexton, C Malone. 1998. The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people’s needs and sustaining ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 40: 1-7

Toro J. 2003. Silvicultura intensiva de plantaciones forestales en manos de pequeños propietarios. p. 3-16. In M. Aguilera y E. García (eds.). Investigación y Desarrollo Forestal en la Pequeña Propiedad. Instituto Forestal, Fundación Chile. Concepción, Chile.

Vita A. 1996. Los tratamientos silviculturales. Santiago: Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. 1996. 147 p.

8 ¿Silvopastoreo en los bosques templados del sur de Chile? Perspectivas para un manejo forestal y ganadero sustentable

Silvopasture in temperate forests of southern Chile? Perspectives for sustainable forest and cattle management

Carlos Zamorano-Elgueta*

Resumen

Los procesos de degradación de bosques, tanto por alteraciones intensivas (explotación de bosques a tala rasa, sustitución por otras clases de uso del suelo, incendios, etc.) como por alteraciones que pueden ser de baja intensidad (ganadería, tala selectiva, etc.) han sido ampliamente estudiados en diversos ecosistemas forestales. Estos factores de alteración, en especial la ganadería y la tala selectiva o floreo, se ha demostrado que cambian la diversidad y composición de especies de plantas, lo que puede a su vez influenciar la funcionalidad de la comunidad y del ecosistema. Sin embargo, menos atención se ha dado a comprender cómo la regeneración de especies forestales responde a tales alteraciones. En Chile la mayor parte de los bosques nativos se encuentran expuestos a una actividad ganadera irregular, siendo utilizados como fuente de forraje y refugio en especial en la temporada invernal. Esta actividad se realiza incluso en poblaciones de especies amenazadas o en ecosistemas de alto valor de conservación, sin evaluar el potencial impacto que el ganado pueda tener en la persistencia de las especies de flora. En este capítulo se presentan diversos antecedentes que demuestran la extrema urgencia de regular la actividad ganadera en bosques nativos, más aún cuando éstos son expuestos simultáneamente a otras actividades productivas como la tala selectiva. A partir del análisis de la influencia del ganado en la regeneración forestal se proponen aproximaciones de investigación y métodos silvícolas para evaluar, regular y monitorear la ganadería forestal. Esto es especialmente relevante al considerar que el ganado constituye la principal fuente de ingreso de miles de familias campesinas. La prohibición de esta práctica en bosques nativos es una medida compleja, por cuanto ello podría generar una mayor presión de ganadería ilegal en las grandes propiedades de difícil control perimetral, incluyendo áreas protegidas del Estado. Para orientar una adecuada planificación y regulación de la actividad ganadera en bosques nativos, resultados como los expuestos en este capítulo debiesen ser considerados en la legislación ambiental. Por ejemplo, considerar que los impactos de la ganadería en los ecosistemas dependen también del estado sucesional de los bosques, lo que debiese ser incluido en los esquemas de manejo evaluados por la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Ello permitiría regular una actividad que, como se presenta en este capítulo, tiene notables influencias en los ecosistemas forestales. Es también necesario reconocer la diferente vocación productiva de los territorios, con potencialidades y limitaciones diversas que hacen necesaria una política regional acorde con los intereses y características locales.

Palabras clave: ganadería, tala selectiva, regeneración forestal, degradación, sistemas silvopastoriles.

Abstract

Forest degradation processes, both by intensive (exploitation of extensive forest surface areas by clear cutting, substitutions by other land use, etc.) and low-intensity alterations (cattle grazing, selective logging, fires, etc.) have been extensively studied in different forest ecosystems. These alteration factors, especially cattle grazing and selective logging, have been shown to change plant diversity and composition, which can in turn influence the ecological functions of the plant community and the ecosystem. However, less attention has been paid to understanding how tree regeneration at the community level responds to such disturbances. In Chile, most of the native forests are exposed to irregular cattle activity, since they are used as a source of fodder and shelter, especially in the winter season. This activity is carried out even in areas with populations of endangered species or in ecosystems with high conservation value, without assessing the potential impact of cattle on the long-term persistence of plant species. This chapter presents and discusses evidence that demonstrates the urgent need to regulate cattle activity in native forests, especially when

* Autor de correspondencia: carlos.zamorano@uaysen.cl.

such forests are simultaneously exposed to other productive activities such as selective logging. Based on these analyses, a new approach to assessing, regulating, and monitoring "forest cattle" is proposed. This approach is especially relevant when considering that cattle are the main source of income for thousands of rural families. Moreover, a tighter control in small and medium-sized properties may inevitably increase pressure from illegal cattle ranching on larger, uncontrolled properties, including in protected areas of the state. Therefore, to guide proper planning and regulation of cattle activity in native forests, findings such as those discussed in this chapter should be considered in environmental legislation. For example, considering that the impacts of cattle on ecosystems also depend on the successional state of forests, this knowledge should be included in forest management plans evaluated by the National Forestry Corporation (CONAF in Spanish). This would allow regulating an activity that, as presented in this chapter, has important influences on forest ecosystems. It is also necessary to recognize the variable productive capacity of the territories, with different potentialities and limitations that make necessary a regional policy that accords with local interests and characteristics.

Key words: cattle, selective logging, forest regeneration, degradation, silvopastoral systems.

Introducción

Los impactos de las alteraciones de origen antrópico en los ecosistemas forestales tanto por prácticas intensivas (explotación de bosques a tala rasa, sustitución por otras clases de uso del suelo, incendios, etc.) como por actividades que pueden ser de baja intensidad (ganadería, tala selectiva, etc.) han sido extensamente documentados a nivel global (Belsky y Blumenthal 1997, Augustine y McNaughton 1998, Baraloto *et al*. 2012, Clark y Covey 2012). Sin embargo, menos atención se ha dado a comprender cómo la regeneración de especies forestales a nivel de especie y de comunidad responde a tales alteraciones. Más aún, las investigaciones previas no han considerado cómo estos efectos varían en función de los mayores factores medioambientales y sociales que pueden influenciar el uso de los bosques a escala de paisaje, como el estado sucesional y el régimen de propiedad.

Para evaluar los efectos de las alteraciones de origen antrópico en la composición de comunidades vegetales, el estudio de la regeneración de especies forestales puede ser particularmente informativo, ya que las plántulas y brinzales responden más rápidamente a la mayoría de las alteraciones de origen antrópico de baja intensidad en comparación a árboles adultos de mayor longevidad (Cayuela *et al*. 2006). La regeneración forestal es el proceso que asegura las sucesivas generaciones de árboles, y es esencial para la mantención en el largo plazo de las funciones ecológicas y en el valor de los bosques (Donoso y Nyland 2005). Por lo tanto, la investigación de los efectos de las alteraciones de origen antrópico en la regeneración forestal puede proveer información crítica sobre cómo estos impactos dan forma a la composición de las comunidades forestales e influencian el funcionamiento de los ecosistemas, así como sobre la resistencia y resiliencia de estos ecosistemas a los cambios medioambientales en el largo plazo (Cadotte *et al*. 2011). Integrar el estado sucesional de los bosques en el análisis del impacto del ganado en los ecosistemas forestales es de gran relevancia, por cuanto representa uno de los principales factores que determinan las comunidades vegetales (Nyland 2002).

Por otro lado, el tamaño de propiedad es también importante porque la frecuencia e intensidad de las alteraciones a menudo se relacionan con ésta (Burschel *et al*. 2003). Es así como investigaciones previas desarrolladas en Chile han demostrado que los impactos del ganado en los ecosistemas forestales son mayores en propiedades de menor superficie, dada la mayor dependencia predial para la subsistencia familiar en estas propiedades, lo que a su vez influye en una mayor intensidad de uso (Zamorano-Elgueta *et al*. 2012, 2014).

En Chile es común la presencia de ganado doméstico en los bosques nativos prácticamente a lo largo de todo el país (ver referencias en Peri *et al* 2016), tanto en ambas cordilleras como en el valle central (figura 8.1). A pesar de la cotidianeidad de esta práctica, y su falta de regulación, son escasas las



Figura 8.1 Alteraciones en bosques nativos por ganadería. (A) ramoneo de regeneración forestal, (B) bostas, (C) ganado utilizando el bosque como fuente de forraje y refugio.

investigaciones que evalúen su impacto en los ecosistemas forestales. Más aún, la "ganadería forestal" que extensiva e intensivamente se desarrolla en los bosques nativos difícilmente podría ser considerada como una práctica de silvopastoreo, por cuanto se desarrolla sin criterios técnicos ni regulación o control alguno, sin considerar la capacidad de carga de los ecosistemas ni sus impactos en los ecosistemas forestales. En este trabajo (1) se discute la implicancia de la ganadería en la conservación de la biodiversidad, (2) se revisan los principales resultados de investigaciones realizadas en Chile sobre los impactos de la ganadería en los ecosistemas forestales, y (3) a partir de este análisis se propone una nueva aproximación para evaluar, regular y monitorear la actividad ganadera en bosques nativos.

Ganadería en los bosques templados de la Cordillera de la Costa de Chile: Implicancias para la conservación de la biodiversidad global

Del total de la flora chilena, aproximadamente 51.7% de las especies son endémicas (Hechenleitner *et al*. 2005), siendo Chile uno de los países de Sudamérica con mayor porcentaje de endemismos. Se estima que 20% de estas especies endémicas se encuentra amenazado. Más de 60% de la flora chilena se concentra en la cordillera de la costa del centro y centro-sur de Chile, región que abarca desde Coquimbo (aproximadamente a los 30°S) hasta el sur de la Isla Grande de Chiloé (aproximadamente 43°S, Hechenleitner *et al*. 2005). Diversos estudios han incluido esta región o partes de ella entre los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad mundial (Dinerstein *et al*. 1995, Myers *et al*. 2000).

El alto endemismo de flora y fauna que caracteriza la cordillera de la costa probablemente refleja la ubicación de refugios de la vegetación durante el último periodo glacial (Armesto *et al*., 1995). Debido a esto, actualmente una serie de especies de la flora leñosa chilena endémica, generalmente monotípicas, forman sólo pequeñas poblaciones discontinuas (Villagrán y Le-Quesne, 1996), representando las alteraciones de origen antrópico en esta cordillera grandes impactos para la conservación de la biodiversidad de Chile y a nivel global. Armesto *et al*. (1995) se refieren a la casi total transformación o degradación de los bosques costeros de Chile continental, con sus consecuencias ecológicas

más acentuadas en la VII Región (34-36°S) y en Nahuelbuta (37-38°S). Estos autores señalan como una de las principales razones de estas alteraciones las características de la serranía costera, la cual, y a diferencia de la Cordillera de los Andes, es muy extensa en sentido este-oeste, con altitudes que en general no superan los 1.500 m. Estas características le otorgan una mayor accesibilidad, y en consecuencia, una mayor desprotección. A ello se agrega la concentración de población humana en las cuencas fluviales más importantes que desembocan en el océano Pacifico (Armesto *et al*. 1995, Verniory 2005). Es así como, históricamente, muchas de las especies de flora endémica de los bosques templados de Chile han estado sujetas a altos niveles de alteración debido a explotaciones madereras, extracción inadecuada de productos forestales no madereros (frutos, follaje, cortezas, etc.), incendios, sustitución por extensas plantaciones comerciales de especies exóticas, principalmente pino insigne (*Pinus radiata* D. Don) y eucalipto (*Eucalyptus* spp), y por la habilitación de suelos para uso agrícola y pastoreo (Hechenleitner *et al.* 2005).

Estas alteraciones han derivado, hasta el día de hoy, en un mayor aislamiento, fragmentación y pérdida de los bosques nativos de la cordillera de la Costa (ver referencias en Miranda *et al*. 2016, Lara *et al.* 2016. figura 8.2). Estos cambios podrían generar



Figura 8.2 Paisaje alterado por habilitación de áreas agrícolas y praderas, floreo para producción de leña y establecimiento de plantaciones forestales de especies exóticas. Los bosques remanentes corresponden principalmente a bosques secundarios, mientras que los relictos de bosques adultos se concentran en las quebradas. Cordillera de la Costa de la región de los Ríos.

diversos impactos a escala de paisaje, como ha sido determinado por investigaciones previas (Lara *et al*. 2009, Little *et al*. 2009, Zamorano-Elgueta *et al*. 2015). Junto con estas alteraciones, el floreo y la ganadería representan dos de los principales factores de alteración en los bosques nativos costeros, los cuales generan impactos aún poco conocidos en ecosistemas de alto valor para la conservación de la biodiversidad mundial, incluyendo los fragmentos de bosques que aún existen en quebradas de la zona central del país, inmersas en una matriz de plantaciones de especies forestales exóticas.

La presencia de ganado se ha documentado prácticamente en la totalidad de los bosques nativos de las regiones central, centro-sur y sur del país (Zamorano-Elgueta *et al*. 2012, 2014, Ramírez *et al*. 2012, ver referencias en Peri *et al*. 2016). Es también común que las empresas forestales permitan el pastoreo en sus propiedades, tanto en plantaciones como en bosques nativos. Sin embargo, en general ello se hace sin regulación o control alguno, lo cual puede generar diversos impactos en poblaciones de especies amenazadas o en ecosistemas de alto valor de conservación. Es decir, en el país se tienen millones de hectáreas de bosques nativos expuestos a una actividad de "ganadería forestal" y no de sistemas silvopastoriles propiamente tal, y ello tiene profundas implicancias en la conservación de los ecosistemas forestales, como se ha señalado. Por ejemplo, en la Región de Aysén, en el sur de Chile, es común el pastoreo en rodales boscosos o de matorral cuyo sotobosque original ha sido retirado artificialmente o destruido por el pisoteo y ramoneo del ganado y reemplazado por una cubierta herbácea (Ramírez *et al*. 2012).

Otras investigaciones alrededor del mundo han demostrado que cambios en la diversidad y composición de especies de plantas, pueden a su vez influenciar la funcionalidad de la comunidad y del ecosistema (Chapin *et al*. 1998, Cadotte *et al*. 2011, Baraloto *et al*. 2012). De este modo, los impactos de la ganadería y, en menor grado, de la tala selectiva en la regeneración de especies forestales tienen profundas implicancias para la conservación de los ecosistemas. Si los bosques son continuamente expuestos a este tipo de alteraciones su composición será en gran parte modificada por cambios en la biodiversidad y en las diferentes especies dominantes (Zamorano-Elgueta *et al*. 2014). Por ejemplo, cambios en la composición de la regeneración forestal a nivel de comunidad por modificaciones en las condiciones de hábitat podría influir en una menor diversidad fenotípica en características como tipo de fruto, producción y tipo de semilla y período de floración (Fisher *et al*. 2009). Estos cambios a su vez podrían generar impactos aún desconocidos en las propiedades funcionales de los ecosistemas y en la resiliencia de los ecosistemas frente a alteraciones antrópicas y naturales (Fisher *et al*. 2009). En este contexto es urgente desarrollar las capacidades para cuantificar y predecir los efectos de las alteraciones como la ganadería con el objeto de guiar los esfuerzos de conservación y restauración que permitan revertir o mitigar tales impactos.

Impactos de la ganadería en los ecosistemas forestales nativos

En Sudamérica los escasos estudios publicados sobre los impactos del ganado en los ecosistemas forestales nativos se han enfocado en el análisis de los impactos de mamíferos introducidos en determinadas especies de árboles, tales como coihue (*Nothofagus dombeyi* Mirb. Oerst., Veblen *et al*. 1989, 1992), y ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis* (D.Don) Florin & Boutelje, Veblen *et al*. 1992, Relva y Veblen 1998, Relva y Sancholuz 2000). La comprensión de los impactos de estas alteraciones en ecosistemas forestales a nivel de comunidad, y cómo estos impactos varían según régimen de propiedad y estado sucesional entregaría antecedentes más completos para guiar los esfuerzos de conservación y restauración de ecosistemas y especies. Turner (2010) identificó como una de las prioridades de investigación el estudio de las alteraciones como catalizadores de rápidos cambios en la ecología de ecosistemas, de las interacciones entre alteraciones y las relaciones entre el uso del suelo y las alteraciones. Más aún,

es necesario evaluar el impacto de la ganadería en poblaciones de especies protegidas. Si bien la legislación medioambiental chilena prohíbe la tala de individuos de especies vegetales nativas clasificadas en categorías de amenaza, estos ecosistemas son habitualmente utilizados como fuente de forraje, refugio o tránsito de animales. Relativamente recientes investigaciones en bosques de araucaria (*Araucaria araucana* (Molina) K. Koch, Zamorano-Elgueta *et al*. 2012) y siempreverde (Zamorano-Elgueta *et al*. 2014) han demostrado la importancia de regular la actividad ganadera en bosques intervenidos para la producción de madera y leña, en especial en bosques adultos y en pequeñas propiedades. Los principales resultados de estas investigaciones se exponen a continuación.

Impactos del ganado en bosques de Araucaria araucana

Zamorano-Elgueta *et al*. (2012) analizaron la influencia de la ganadería en la regeneración de *A. araucana*, una conífera endémica de los bosques templados del sur de Chile y Argentina. Esta especie se encuentra protegida en ambos países y ha sido incluida en el Apéndice I de CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres). Estos autores estudiaron las poblaciones de *A. araucana* a lo largo de su distribución en la Cordillera de Nahuelbuta, en la Región de la Araucanía, en pequeñas propiedades de campesinos (<200 ha, según la legislación chilena para áreas montañosas y de menor potencial agrícola), y en grandes propiedades de empresas forestales (>200 ha. figuras 8.3 y 8.4). Como Cordillera de Nahuelbuta se conoce la porción de la Cordillera de la Costa entre los ríos Bíobío (sur de la Región del BíoBio) e Imperial (Región de la Araucanía). En esta investigación se establecieron 36 parcelas de muestreo de 1000 m^2 en las cuales se registró el número de plántulas y brinzales de esta conífera según origen sexual (semilla) o asexual (rebrote vegetativo), el número de bostas (como indicador de actividad ganadera) y la densidad de árboles padre. La regeneración fue analizada en función del número de bostas, régimen de propiedad y árboles padre (para mayor detalle metodológico ver Zamorano-Elgueta *et al*. 2012).

Los resultados de este trabajo determinaron que la ganadería tiene un impacto negativo exponencial en todas las variables evaluadas (figura 8.5). En pequeñas propiedades, aún mínimas intensidades de actividad ganadera se relacionaron con impactos negativos en la regeneración de araucaria, la que llegó rápidamente a cero. En grandes propiedades, en cambio, la regeneración disminuyó gradualmente en la medida que aumentaba la actividad ganadera. Los impactos del ganado también fueron cualitativos, ya que influyeron en una mayor proporción de regeneración de rebrote vegetativo, lo cual podría generar problemas de deriva genética en el largo plazo para esta emblemática especie. Es así como los resultados de esta investigación sugieren que no basta con la protección de una especie para asegurar su persistencia en el largo plazo. Es igualmente importante proteger los ecosistemas en los cuales ésta se establece y desarrolla.

Impactos del ganado en bosques siempreverdes

En la Cordillera de la Costa del centro-sur y sur de Chile el bosque siempreverde es el tipo forestal dominante. Por ejemplo, en la Región de los Ríos (39-40°S) ocupa el 79% del total de la cobertura de bosques nativos entre Mehuín y el Río Bueno (CONAF-CONAMA 2008). En esta área una reciente investigación analizó los efectos del ganado y de la tala selectiva en la composición de la regeneración forestal a nivel de especie y de comunidad en relación al estado sucesional del bosque y régimen de propiedad (Zamorano-Elgueta *et al*. 2014). Se establecieron 129 parcelas de muestreo establecidas aleatoriamente a lo largo del área de estudio, en las cuales registraron plántulas, brinzales, área basal extraída de especies forestales (como indicador de tala selectiva), y el número de bostas (como indicador de carga ganadera). En este trabajo se analizó la regeneración de las 10 especies más abundantes



Figura 8.3 Presencia de ganado en relictos de A. araucana en una pequeña propiedad campesina, cordillera de Nahuelbuta

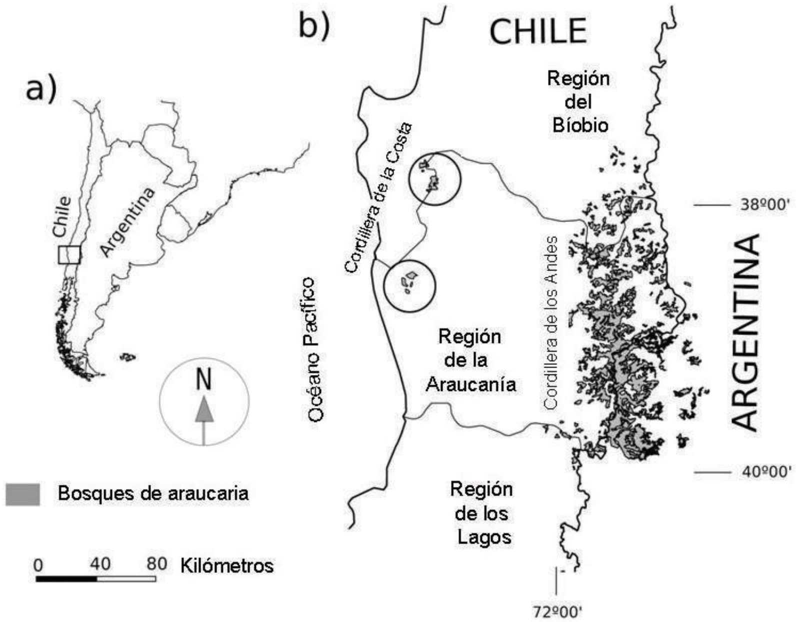


Figura 8.4 (a) Ubicación del área de estudio, y (b) distribución de A. araucana y ubicación de las poblaciones analizadas. Fuente: Zamorano-Elgueta *et al*. (2012).

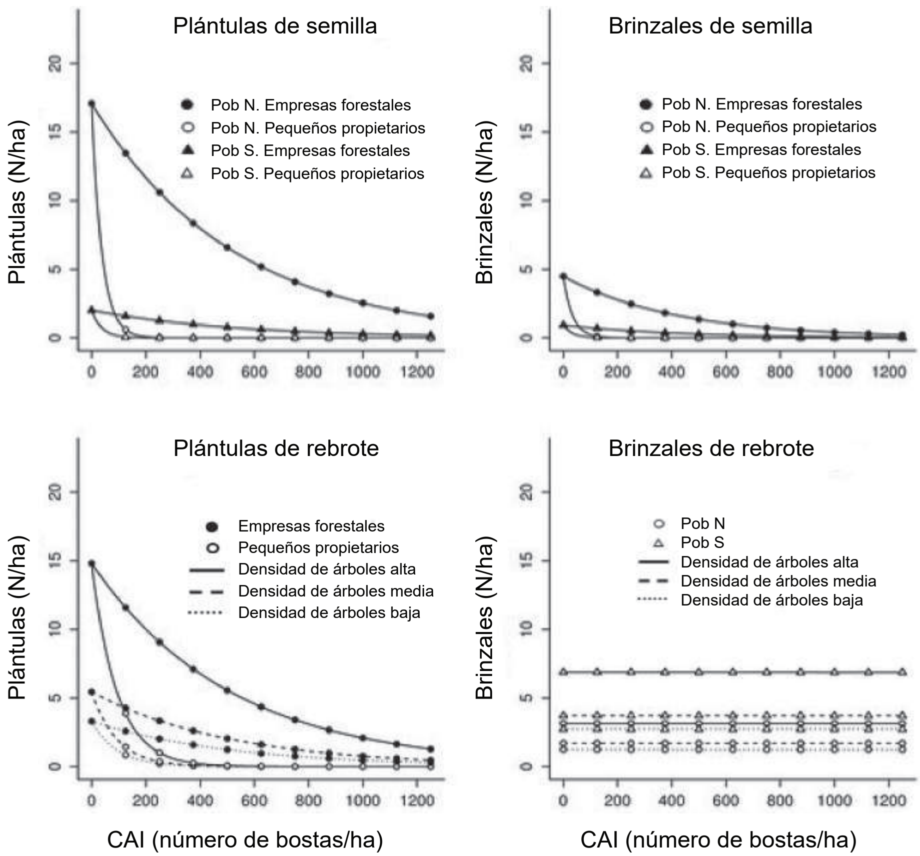


Figura 8.5 Disminución en la densidad de plántulas y brinzales de A. araucana en función de la carga ganadera (intensidad de carga - cattle intensity index, CAI) según régimen de propiedad (pequeños propietarios y empresas forestales), densidad de árboles padres y distribución de bosques de araucaria en la Cordillera de Nahuelbuta para los mejores modelos predictivos. Pob N: población norte de araucaria, Pob S: población sur. Fuente: Zamorano-Elgueta *et al*. (2012).

en función de los factores de alteración, del régimen de propiedad, del esto sucesional del bosque y de la densidad de árboles padre. Estas relaciones fueron modeladas tanto a nivel de especies individuales como de comunidad.

Los principales resultados de esta investigación demuestran que la tala selectiva y, principalmente, la ganadería tienen un impacto negativo en la regeneración de especies forestales. Si bien los efectos de la tala selectiva varían en función del régimen de propiedad, la ganadería siempre presentó impactos negativos en la mayoría de las especies evaluadas. Estos resultados revelan que la ganadería tiene mayores impactos negativos en la regeneración que la tala selectiva, en especial en bosques adultos y en pequeñas propiedades. En efecto, las figuras 8.6 y 8.7 representan las comunidades de regeneración predichas bajo diversos escenarios de alteración según estado sucesional y régimen de propiedad (para mayor detalle metodológico ver Zamorano-Elgueta *et al*. 2014). Las comunidades de regeneración presentaron claros patrones en relación a los escenarios de alteración analizados, al régimen de propiedad y al estado sucesional. La carga ganadera explicó la mayor parte de la variabilidad en la composición de las comunidades de regeneración en todos los

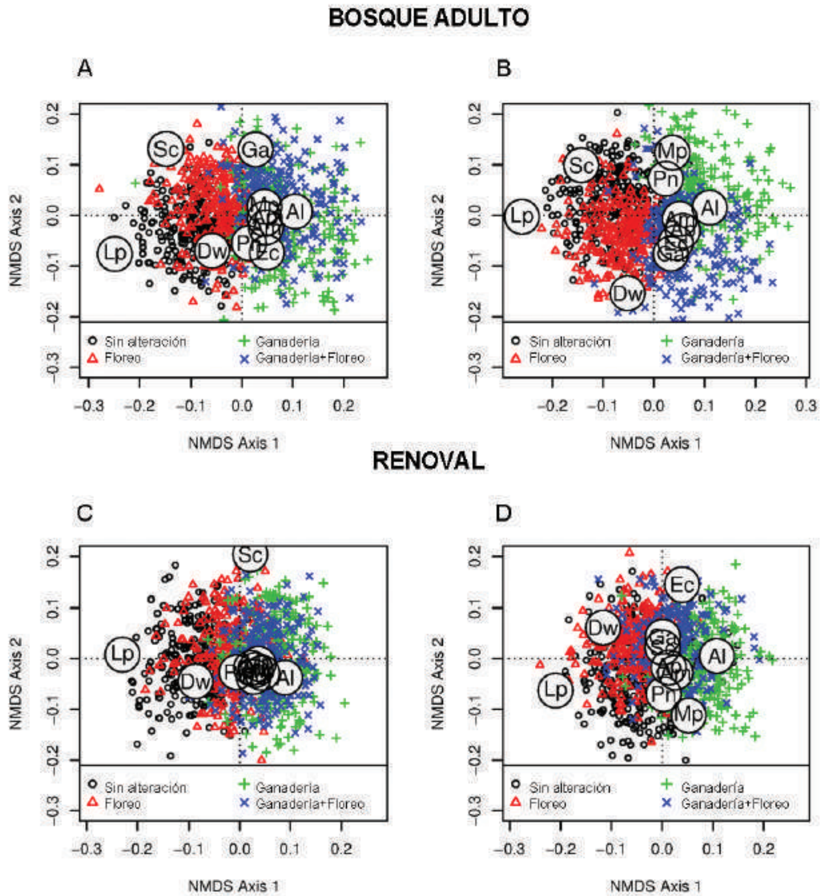


Figura 8.6 Análisis de ordenación (NMDS) de comunidades de regeneración predichas bajo diferentes escenarios de alteración en función del régimen de propiedad y del estado sucesional de los bosques nativos. (A) Bosques adultos en grandes propiedades; (B) bosques adultos en pequeñas propiedades; (C) renovales en grandes propiedades, y (D) renovales en pequeñas propiedades. Las abreviaciones corresponden a las siguientes especies forestales: Am, *A. meli*; Al, *A. luma*; Ap, *A. punctatum*; Dw, *D. winteri*; Ec, *E. cordifolia*; Ga, *G. avellana*; Lp, *L. philippiana*; Mp, *M. planipes*; Pn, *P. nubigena*; Sc, *S. conspicua*. Los símbolos representan las comunidades de regeneración en relación a cuatro escenarios de alteración analizados: sin alteración, alteración por tala selectiva, alteración por ganadería y alteración por ganadería y tala selectiva. Fuente: Zamorano-Elgueta *et al*. 2014.

casos, seguida de la tala selectiva y de la interacción entre ambas variables. Como se observa en la figura 8.6, se registró una clara separación entre las comunidades de regeneración con y sin alteraciones por ganadería. Es así como las comunidades de regeneración forestal expuestas sólo a tala selectiva fueron muy similares a aquellas de bosques poco alterados o poco intervenidos. En cambio las comunidades de regeneración en bosques expuestos tanto a ganadería como a ganadería en conjunto con tala selectiva fueron muy diferentes a las primeras. Ello indica el rol clave del ganado en la composición de la regeneración, y en consecuencia, del futuro bosque. Esta separación fue más clara en bosques adultos y menos en bosques secundarios. En la figura 8.7 se representa esquemáticamente los impactos del ganado y tala selectiva en la comunidad de regeneración forestal en bosques adultos, con una clara simplificación del bosque siempreverde desde una mayor diversidad a una de menor diversidad de especies arbóreas. En un bosque adulto poco alterado o expuesto sólo a tala selectiva la futura

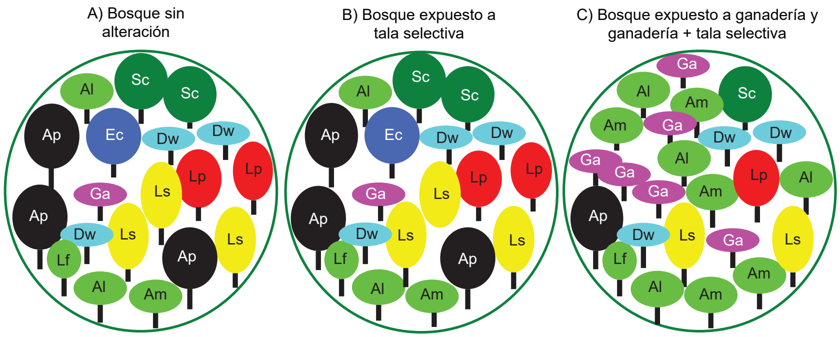


Figura 8.7 Representación de la simplificación en la composición de especies de la comunidad de regeneración forestal por efecto de la ganadería en bosques adultos Siempreverdes. Se representa la regeneración en: A) bosques poco alterados, B) expuestos sólo a tala selectiva, y C) alterados tanto por ganadería como por ganadería y tala selectiva. Las abreviaciones corresponden a las siguientes especies forestales: Am, *A. meli*; Al, *A. luma*; Ap, *A. punctatum*; Dw, *D. winteri*; Ec, *E. cordifolia*; Ga, *G. avellana*; Lp, *L. philippiana*; Sc, *S. conspicua*. Fuente: elaboración propia a partir de Zamorano-Elgueta *et al*. 2014.

estructura se caracterizará por un dosel superior e intermedio dominados por especies de sucesión tardía como mañío hembra (*Saxegothaea conspicua* Lindl.), olivillo (*Aextoxicon punctatum* Ruiz & Pav.), así como también por ulmo (*Eucryphia cordifolia* Cav.), tepa (*Laurelia philippiana* (Looser) Schodde) y laurel (*Laurelia sempervirens* (Ruiz & Pav.) Tul.). Por otra parte, el dosel inferior se caracterizará por especies como meli (*Amomyrtus meli* (Phil.) D. Legrand & Kausel), luma (*Amomyrtus luma* (Molina) D. Legrand & Kausel), patagua (*Myrceugenia planipes* O. Berg.), avellano (*Gevuina avellana* Molina) y romerillo (*Lomatia ferruginea* (Cav.) R. Br.), entre otras. Al ser estos bosques expuestos a la actividad ganadera, incluso sin la tala de árboles, la composición de especies forestales tendería a simplificarse, dando paso a una comunidad dominada por mirtáceas (*A. meli*, *A. luma*, *M. planipes*) y proteáceas (*G. avellana*, *L. ferruginea*).

¿Por qué la ganadería influye en la regeneración de especies forestales?

Las investigaciones descritas demuestran la notable influencia de la ganadería en la composición de los bosques, incluyendo los profundos impactos en la resiliencia de una de las especies arbóreas más emblemáticas de los bosques templados sudamericanos, como araucaria. Si bien el ramoneo afecta el valor maderero del futuro bosque al afectar la forma y calidad de la regeneración, esta alteración no se relaciona con su densidad. En cambio, tanto en el estudio en araucaria como en el bosque siempreverde se determinó una disminución en el número de plántulas y brinzales para la mayor parte de las especies forestales en función del número de bostas, la cual es exponencial para araucaria. Estos resultados sugieren, por tanto, que las bostas y no el ramoneo representarían un buen indicador para evaluar el impacto del ganado en la composición de la regeneración de especies forestales a nivel de especie y de comunidad. El número de bostas se relaciona con el tránsito animal y, en consecuencia, en la compactación del suelo el cual representaría el principal factor de alteración de la regeneración en los bosques de la cordillera de la costa. Ello se explica por las condiciones limitantes en que, en general, caracterizan los suelos de esta cordillera. Es así como los bosques costeros, desarrollados en su mayor parte sobre un sustrato rocoso antiguo, muy meteorizado, o sobre suelos formados *in situ* a través de la actividad biológica ininterrumpida por varios miles de años, dependerían en mucho menor grado del aporte de elementos del basamento rocoso (Armesto *et al*. 1995).

Debido al escaso o nulo aporte de nutrientes a estos bosques costeros por las vías geológica y atmosférica, los procesos biológicos de retención, absorción y reciclaje de nutrientes adquieren una

importancia crucial para la sustentabilidad del ecosistema. Hedin *et al*. (1995) señalan que las concentraciones de nitrógeno inorgánico (en forma de amonio o nitrato) en las aguas de esteros que drenan bosques costeros en Chile son excepcionalmente bajas comparadas con la mayoría de los bosques templados para los que existen datos disponibles. Este resultado es consistente con la hipótesis de que estos nutrientes inorgánicos serian recirculados y retenidos fuertemente en el ecosistema forestal (suelo y vegetación) a través de mecanismos biológicos eficientes, aún no bien comprendidos (Armesto *et al.* 1995). De acuerdo con este análisis, los bosques nativos de la Cordillera de la Costa tendrían un carácter de gran fragilidad frente a alteraciones como la ganadería, en especial en relación al tránsito animal, el cual podría generar procesos de compactación de suelos, alterando de este modo los mecanismos biológicos de retención y reciclaje de nutrientes y las poblaciones de microorganismos del suelo.

Los resultados de estas investigaciones sugieren que si un bosque adulto es alterado permanentemente por tala selectiva y, principalmente, por ganadería, su composición podría ser en gran parte modificada por la pérdida de biodiversidad y cambios en la dominancia de diferentes especies. Los efectos de la alteración de las condiciones de hábitat en la regeneración forestal podrían llevar a una menor diversidad fenotípica en características como tipo de fruto, producción de semilla y período de floración, entre otros (Fisher *et al*. 2009). Estos cambios podrían generar impactos aún desconocidos en las propiedades funcionales de los ecosistemas y en la respuesta de los ecosistemas a las alteraciones (Fisher *et al.* 2009). En este contexto es de suma relevancia cuantificar y predecir los efectos de este tipo de alteraciones en los patrones de biodiversidad para guiar los esfuerzos de conservación y restauración y el manejo de los ecosistemas forestales (Mouillot *et al.* 2012).

A partir de estos resultados se hace urgente definir los pasos a seguir para revertir o, al menos, mitigar los impactos de una actividad tan importante para las familias campesinas como la ganadería. Es decir, ¿es posible un manejo forestal y ganadero sustentable? Es más, ¿puede existir una "ganadería forestal" sin comprometer la funcionalidad de los ecosistemas, así como también su resistencia y resiliencia ante cambios medioambientales actuales y en el largo plazo?

Propuesta para evaluar, regular y monitorear la actividad ganadera en bosques nativos: Hacia una ganadería forestal sustentable

Si bien se ha sugerido la incompatibilidad de la conservación de especies forestales con la ganadería (Zamorano-Elgueta *et al*. 2012, 2014), la erradicación de esta actividad no es una solución factible, al menos en el corto o mediano plazo. Es imposible mantener el control de acceso perimetral de propiedades de cientos o miles de hectáreas de superficie, como aquellas de empresas forestales o incluso del SNASPE (Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado). Un mayor control en pequeñas y medianas propiedades sin proponer alternativas podría generar, inevitablemente, una mayor presión de ganadería ilegal en las grandes propiedades. Además, ello tendría graves consecuencias en la economía familiar campesina, por cuanto la ganadería representa una de las principales actividades económicas de los pequeños propietarios del centro sur y sur del país (Tecklin y Catalán 2005, Reyes *et al.* 2015), la cual se desarrolla en gran parte en los bosques de la Cordillera de la Costa y precordillera andina. Las actuales políticas orientadas a la reducción de la pobreza en las zonas rurales de Chile están enfocadas principalmente a la agricultura, la ganadería o la plantación de especies forestales exóticas, mientras que la conservación y la gestión sostenible de los bosques nativos se han descuidado sistemáticamente (Tecklin y Catalán 2005). Como resultado surgen intereses contradictorios entre las políticas agrícolas y silvícolas orientadas a la producción con las parciales y limitadas políticas de conservación de los bosques templados de Chile. Entonces, ¿cuáles son los pasos a seguir para cambiar este

escenario? Una importante medida es reconocer la variable vocación productiva de los territorios y la diversidad de condiciones existentes en éstos, con diferentes potencialidades y limitaciones que hacen necesaria una política regional acorde con los intereses y características locales. Es también fundamental difundir entre los actores locales y los tomadores de decisión la necesidad de regular la actividad ganadera en bosques y de proteger las especies más vulnerables a ésta. Por ejemplo, a través de experiencias de manejo forestal y ganadero de largo plazo que demuestren estos impactos así como también aquellas prácticas que permitan disminuir los impactos negativos y maximizar los beneficios sociales, ambientales y económicos. Ello en lugar de prohibiciones sin la construcción de alternativas, y de la aplicación de políticas impuestas que tienen mínimas posibilidades de asegurar soluciones de sustentabilidad de largo plazo para estos sistemas productivos, y para la conservación de estos ecosistemas y de las especies más sensibles.

¿Silvicultura para una actividad ganadera sustentable?

Si bien algunos estudios señalan que en determinadas situaciones el manejo silvícola puede generar condiciones más favorables para la ganadería (por ejemplo ver Peri *et al.* 2016), en general estas investigaciones no consideran los impactos en diversos atributos de los ecosistemas, el estado sucesional del bosque (adulto, intermedio, renoval) o el régimen de propiedad. De este modo, analizar el efecto de la ganadería en la ecología de la regeneración a nivel de especie y de comunidad en conjunto al manejo forestal puede entregar información crítica para el manejo sustentable de los bosques nativos, y para sostener o mejorar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas a cambios ambientales en el largo plazo (Cadotte *et al*. 2011). Son necesarios nuevos estudios que integren en sus análisis el efecto variable de la ganadería en bosques sometidos a una mayor presión productiva y de los cuales depende la mayor parte de la población rural. Estos análisis debiesen considerar además las condiciones climáticas, topográficas y edáficas existentes, de tal modo de representar adecuadamente la influencia de la ganadería según condiciones de sitio. El estudio de la influencia del ganado en la comunidad de regeneración forestal según tipo de manejo silvícola permitiría entregar antecedentes concretos para el desarrollo de sistemas de manejo forestal y ganadero sustentables.

En pequeñas propiedades una limitante en la producción animal es el alto costo que suelen representar los diversos insumos que esta actividad demanda (sanitarios, alimentarios y suplementos nutricionales), siendo la nutrición animal el mayor gasto dentro de la producción, sumado al aumento sostenido del valor de los fertilizantes necesarios para mejorar la producción de talaje (Benavides 1996, Botero 1996). Por otro lado, es común una escasa infraestructura para el cuidado del ganado en los meses invernales, etapa crítica de sus requerimientos energéticos. Es en el invierno cuando se realiza una mayor intensidad de la ganadería en bosques, en los cuales el ganado doméstico obtiene refugio y forraje, en partícular de especies arbustivas como *Chusquea* spp. (Peri *et al*. 2016, Zamorano-Elgueta *et al*. 2014). En este contexto se hace imprescindible establecer áreas de talaje y resguardo de animales, donde una “ganadería forestal” aparece como una opción real y al alcance de la economía campesina. Esta ganadería forestal representaría una nueva variante de manejo silvopastoril, por cuánto éste se define como una práctica "mezclada en el espacio" o "espacialmente mezclada", donde árboles y herbáceas crecen junto con árboles distribuidos en toda al área. También se clasifica como un sistema agroforestal simultáneo, donde árboles, hierbas y animales están presentes en el mismo espacio (ICRAF 1998). En general se describe como una práctica tradicional de campesinos y ganaderos, donde se deja arborizar uno o varios potreros como reserva para veranos prolongados o inviernos muy fríos (ICRAF 1998). El pastoreo bajo bosques es una alternativa que permite diversificar la producción y torna más

atractivos los programas de reforestación, gracias a la generación de ingresos tempranos antes del aprovechamiento maderero en bosques secundarios o plantaciones y a la reducción de los costos de control de malezas durante los primeros años (Somarriba 1997).

Los componentes de un sistema silvopastoril interactúan entre ellos y ejercen una acción positiva y/o negativa sobre el ecosistema, acción que, a su vez, es influenciada por los factores climáticos, edáficos y bióticos. Estas interacciones son de vital importancia, debido a que condicionan el éxito o fracaso del sistema productivo y proveen los principales puntos de intervención del ser humano para su manejo (Giraldo 1996). En general, la aplicación de técnicas silvopastoriles puede consolidar o aumentar la productividad de sistemas agroforestales de muy diversas características, y evitar la degradación del suelo y pérdida de productividad a través del tiempo.

Manejar una comunidad arbórea a través de raleos intensivos tempranos para mantener la productividad de la pastura debería asociarse la mantención de una carga animal adecuada que genere menor compactación en suelos y menos daños en los árboles o incluso la mortalidad de éstos (Botero 1996), así como también mínimos impactos en la regeneración y en la diversidad de plantas, entre otros. Las posibilidades de desarrollar sistemas de manejo ganadero sustentables en bosques nativos están determinadas por la edad o tamaño de estos bosques y también por su origen. Por ejemplo, en renovales establecidos luego del abandono de praderas, es muy probable que durante las primeras décadas la vegetación herbácea y arbustiva palatable se mantenga, mientras se establece la regeneración arbórea que dará origen al nuevo bosque. Con el paso del tiempo la cobertura de árboles será cada vez mayor, disminuyendo con ello la disposición de luz en el sotobosque y afectando la sobrevivencia de la vegetación herbácea y arbustiva. De este modo, a partir del cierre de copas de los árboles, cuando el renoval alcance altos niveles de densidad, la vegetación disponible para la alimentación de ganado será menor. Más aún, este tipo de esquemas de manejo ganadero no deberían aplicarse en bosques adultos, por cuanto se ha demostrado el impacto negativo que esta actividad genera en la regeneración de especies forestales a nivel de especie y de comunidad, como se ha señalado en este capítulo para los bosques de araucaria y Siempreverdes costeros. En este contexto sería necesario evaluar los impactos del ganado en otros tipos forestales, incluyendo aquellos que se distribuyen en la Cordillera de los Andes. Por ejemplo, análisis preliminares en bosques Siempreverdes andinos y preandinos de las regiones de Los Ríos y de Los Lagos indicarían menores impactos de la ganadería en la regeneración en comparación a la Cordillera de la Costa (C. Zamorano-Elgueta datos sin publicar).

El manejo de renovales tiene especial importancia, en particular del tipo forestal Siempreverde, los cuales son cada vez más abundantes en el paisaje del centro sur de Chile debido a la explotación histórica a la que han sido sometidos (Armesto *et al*. 2010). Es necesario evaluar técnicas de manejo que mantengan ecosistemas complejos, con una estructura diversa de árboles, arbustos y/o herbáceas, lo que permite una mayor capacidad resiliente del bosque y el establecimiento de combinaciones cíclicas para reestablecer herbáceas u otra vegetación palatable en el sotobosque, en especial en momentos críticos para la nutrición animal como la temporada invernal. En este sentido un raleo en un renoval Siempreverde que genere rebrotes de tocón o de raíz de especies palatables como trevo (*Dasyphyllum diacanthoides* (Less.) Cabrera) y *E. cordifolia* puede ser una opción interesante, por lo que un esquema de manejo que promueva los rebrotes de este tipo de especies sería una alternativa silvícola viable en aquellas áreas que presenten las condiciones adecuadas para ello, con el objeto de mantener la multifuncionalidad del bosque. En definitiva, el estado sucesional del renoval será determinante en cuanto a las posibilidades de implementar un sistema silvopastoril, mediante técnicas que mantengan árboles

y pasto, o al cabo de un cierto tiempo necesario para reestablecer pasto u otra vegetación de alto valor nutricional para el ganado en el sotobosque. Ello considerando en todo momento el desarrollo de una práctica ganadera regulada, que genere mínimos impactos en los ecosistemas.

Una forma de promover los sistemas de manejo forestal y ganadero en bosques del tipo Siempreverde es a través de los raleos de restauración. Como este enfoque de intervención permite el ingreso de ganado doméstico es necesario evaluar su efecto sobre la regeneración. Los bosques de este tipo forestal se caracterizan por ser uno de los más diversos en cuanto a especies arbóreas en Chile (entre 10 y 20 especies, Donoso 1993), que en su mayoría tienen reproducción vegetativa pero que difieren en cuanto a su palatabilidad, desde especies altamente palatables, como *D. diacanthoides*, considerada muy nutritiva por parte de campesinos (Abarzúa *et al*. 2006), y las especies de la familia *Proteaceae* como *G. avellana* y *L. ferruginea*, además de *E. cordifolia* y *A. punctatum*, hasta especies de follaje más coriáceo y con altos contenidos de taninos y extraíbles como *L. philipianna*, lingue (*Persea lingue* Nees) y canelo (*Drimys winteri* J.R. Forst & G. Forst), las cuales son menos palatables o son tóxicas para el ganado (figura 8.8). Además, el vigor de la reproducción vegetativa es distinto entre especies, lo cual sería necesario evaluar en ensayos de mediano y largo plazo. Si bien los estudios mencionados en este capítulo demuestran los impactos de la ganadería en la regeneración forestal, es aún necesario determinar por ejemplo cómo influye esta actividad en la diversidad de flora. En este sentido es particularmente relevante investigar la intensidad ganadera límite que los ecosistemas forestales podrían soportar (umbral), en cuanto a cantidad y frecuencia del ganado según condiciones de sitio particulares. Ello con el objeto de evitar/mitigar/revertir impactos que puedan alterar la funcionalidad ecológica de los ecosistemas.

Es necesario considerar que las propuestas e investigaciones como las presentadas en este capítulo no tendrán un real impacto en la conservación y manejo sustentable de los bosques nativos si sus resultados y conclusiones no son considerados en la legislación ambiental. Por ejemplo, la sensibilidad de la regeneración de especies forestales a los impactos de la ganadería dependería también del estado sucesional de los bosques, lo que debiese ser incluido en los planes de manejo evaluados por la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Ello permitiría regular una actividad que, como se presenta en este capítulo, tiene notables influencias en los ecosistemas forestales. Es más, los resultados de las





Figura 8.8 Regeneración natural de D. diacanthoides (rebrote, izquierda) y de D. winteri (derecha) en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos

investigaciones que se han realizado en Chile plantean la urgencia de regular la ganadería en ecosistemas de alto valor de conservación, así como también en poblaciones de especies de flora amenazadas.

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias al apoyo de CONICYT (beca predoctoral), de CONICYT/FONDECYT (FONDAP 15110009-CR[2], beca postdoctoral), y del Fondo de Investigación del Bosque Nativo (proyecto 020/2014)

Todas las fotografías incluidas en este capítulo son propiedad del autor

Referencias

Abarzúa A, PJ Donoso, C Donoso. 2006. *Dassyphyllum diacanthoides*. In Donoso C ed. Especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología, Editorial Marisa Cuneo. Valdivia, Chile. p. 234–239.

Armesto JJ, J Aravena, C Villagran, C Pérez, G Parker. 1995. Bosques Templados de la Cordillera de la Costa. In: Ecología de los Bosques Nativos de Chile. Armesto JJ, C Villagrán, MTK Arroyo eds. Santiago, Chile. p 199–213.

Armesto JJ, P León, MTK Arroyo. 1995. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: una isla biogeográfica. In Armesto JJ, C Villagrán, MTK Arroyo eds. Ecología de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. p. 23–28.

Armesto JJ, D Manuschevich, A Mora, C Smith-Ramírez, R Rozzi, A Abarzúa, P Marquet. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: a historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15.000 years. *Land Use Policy* 27:148–160.

Augustine DJ, SJ McNaughton. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of wildlife management* 62:1165–1183.

Baraloto C, B Hérault, CE Paine, H Massot, L Blanc, D Bonal, JF Molino, E Nicolini, D Sabatier. 2012. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology* 49:861–870.

Belsky AJ, DM Blumenthal. 1997. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior West. *Conservation Biology* 11:315–327.

Benavides JE. 1996. Árboles y arbustos forrajeros: potencialidades y resutados con rumiantes. In Memorias de dos seminarios internacionales sobre sistemas silvopastoriles. Corpoica. p 12–37.

Botero R. 1996. Manejo de praderas y cobertura arbórea en ganado de doble propósito en la zona caribe. In Memorias de dos seminarios internacionales sobre sistemas silvopastoriles. Corpoica. p 125–140.

Burschel H, A Hernández, M Lobos. 2003. Leña: Una fuente energética renovable para Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Cadotte M, K Carscadden, N Mirotchnick. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48:1079–1087.

Cayuela L, DJ Golicher, JM Rey Benayas, M González-Espinosa, N Ramírez-Marcial. 2006. Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology* 43:1172–1181.

Chapin III FS, OE Sala, IC Burke, JP Grime, DU Hooper, WK Lauenroth, A Lombard, HA Mooney, AR Mosier, S Naeem, SW Pacala, J Roy, WL Steffen, D Tilman. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience* 48:45–52.

Clark JA, KR Covey. 2012. Tree species richness and the logging of natural forests: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 276:146–153.

CONAF-CONAMA. 2008. Catastro de uso del suelo y vegetación: Monitoreo y actualización Región de Los Ríos. Gobierno de Chile, Ministerio de Agricultura.

Donoso C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Dinerstein E, DM Olson, DJ Graham, AL Webster, A Primm, MP Bookbinder, G Ledec. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank, Washington, D C, EUA.

Donoso PJ, RD Nyland. 2005. Seedling density according to structure, dominance and understory cover in old-growth forest stands of the evergreen forest type in the Coastal Range of Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 78:51–63.

Fisher JL, WA Loneragan, K Dixon, J Delaney, EJ Veneklaas. 2009. Altered vegetation structure and composition linked to fire frequency and plant invasion in a biodiverse woodland. Biological Conservation 142:2270–2281.

Giraldo, L. 1996. El Potencial de los sistemas silvopastorales para la ganadería sostenible. Pasturas Tropicales. CORPOICA, Memorias del curso, Medellín. 194 p.

Hechenleitner P, MF Gardner, PI Thomas, C Echeverría, B Escobar, P Brownless, C Martínez. 2005. Plantas Amenazadas del Centro-Sur de Chile. Distribución,

Conservación y Propagación. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. 188 p.

Hedin LO, JJ Armesto, AH Johnson. 1995. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests - evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76:493–509.

ICRAF - International Center for Research in Agroforestry. 1998. An introduction to agroforestry. Consultado 10 de agosto de 2016. Disponible en http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNABC637.pdf.

Lara A, C Little, R Urrutia, J McPhee, C Álvarez-Garretón, C Oyarzún, D Soto, P Donoso, L Nahuelhual, M Pino, I Arismendi. 2009. Assessment of Ecosystem Services as an opportunity for the Conservation and Management of Native Forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258:415–424.

Lara, A., C Zamorano-Elgueta, A Miranda, M González, R Reyes. 2016. Bosques Nativos. In: Informe País. Estado del medioambiente en Chile. Comparación 1999-2015. 2016. Instituto de Asuntos Públicos, Centro de Análisis de Políticas Públicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile. p 167–214.

Little C, A Lara, J McPhee, R Urrutia. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in meso-scale watersheds in South-central Chile. *Journal of Hydrology* 374:162–170.

Miranda A, A Altamirano, L Cayuela, A Lara, M González. 2016. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*. DOI 10.1007/s10113-016-1010-7.

Mouillot D, NAJ Graham, S Villéger, NWH Mason, DR Bellwood. 2012. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution* 28:167–177.

Myers N, RA Mittermeler, CG Mittermeler, GAB da Fonseca, J Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.

Nyland, RD 2002. Silviculture: concepts and applications. Second edition. McGraw-Hill, New York, USA

Peri, D, F Dube, A Varella. 2016. Silvopastoral Systems in Southern South America. Springer. 275 p.

Ramírez C, V Sandoval, C San Martín, M Álvarez, Y Pérez, C Novoa. 2012. El paisaje rural antropogénico de Aisén, Chile: estructura y dinámica de la vegetación. *Gayana Botánica* 69: 219–231.

Relva MA, LA Sancholuz. 2000. Effects of simulated browsing on the growth of *Austrocedrus chilensis*. *Plant Ecology* 151:121–127.

Relva MA, TT Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108:27–40.

Reyes R, H Nelson, F Navarro, C. Retes. 2015. The firewood dilemma: human health in a broader context of well-being in Chile. *Energy for Sustainable Development* 28:75–87.

Somarriba E. 1997. Pastoreo bajo plantaciones forestales. FAO. Depósito de documentos de la FAO. Consultado 7 de agosto de 2016. Disponible en:http://www.fao.org/publications/card/en/c/282d82cc-0234-599d-a842-a10039c7c98b/.

Tecklin D, R Catalán. 2005. La gestión comunitaria de los bosques nativos en el sur de Chile: situación actual y temas de discusión. In: Catalán R, P Wilken, A Kandzior, D Tecklin, H Burschel eds. Las Comunidades y los Bosques del Sur de Chile. Santiago, Chile. p. 19–39.

Turner M. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91:2833-2849.

Veblen TT, M Mermoz, C Martín, T Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Conservation Biology* 6:71–83.

Veblen TT, M Mermoz, C Martín, E Ramilo. 1989. Effects of exotic deer on forest regeneration and composition in northern Patagonia. *Journal of Applied Ecology* 26:711–724.

Verniory, G. 2005. Diez años en Araucanía, 1889 – 1899. 4ta edición, Pehuén editores, Santiago, Chile. 492 p.

Villagrán C, C LeQuesne. 1996. El interés biogeográfico-histórico de Chile Central-Sur: ¿por qué debemos conservar su biota? In Muñoz M, H Núñez, J Yáñez eds. Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la diversidad biológica de Chile. Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal. Santiago, Chile. p. 160–172.

Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, M González-Espinosa, A Lara, MR Parra-Vázquez. 2012. Impacts of cattle on the South American temperate forests: challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biological Conservation* 152:110–118.

Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, JM Rey Benayas, PJ Donoso, D Geneletti, RJ Hobbs. 2014. The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere* 5:1–17.

Zamorano-Elgueta C, JM Rey Benayas, L Cayuela, D Armenteras, S Hantson. 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985-2011) and compensation of forest loss by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345:10–20.

SECCIÓN III. DEGRADACIÓN Y RESTAURACIÓN

SECTION III. DEGRADATION AND RESTORATION

9 Degradación de los bosques: Concepto, proceso y estado — Un ejemplo de aplicación en bosques adultos nativos de Chile

Forest degradation: Concept, process and state — An example of application in old-growth forests of Chile

Angélica Vásquez-Grandón*, Pablo J. Donoso, Víctor Gerding

Resumen

La degradación de los bosques es un problema que afecta en la actualidad a cerca de la mitad de los bosques del mundo y tiene variadas y negativas consecuencias ambientales, sociales y económicas. La degradación se vincula con la acción antrópica directa, como la explotación forestal insostenible y la recolección excesiva de productos, o indirecta, como la ocurrencia de invasiones biológicas, plagas y la acción del ganado doméstico. Estas actividades afectan negativamente las características estructurales y de composición de un bosque, especialmente debido a que disminuyen el porcentaje de especies maderables de alto valor, la sanidad y calidad del bosque en general, así como la regeneración natural por incremento de especies competidoras e invasoras. Este patrón también se ha manifestado en Chile, principalmente desde mediados del siglo XIX, en donde los bosques nativos han sido degradados especialmente mediante explotación o cosecha de las especies de mayor valor comercial, lo cual es frecuentemente acompañado por ingreso de ganado. Los bosques residuales son de menor valor y funcionalidad, con escasa regeneración arbórea y generalmente con sucesión detenida. Es necesario, entonces, entender qué caracteriza a un bosque degradado, y desde allí generar propuestas para rehabilitar bosques de mayor integridad ecológica y valor comercial. Además, es importante comprender el proceso que conduce a un bosque hacia su degradación, de modo de prevenir la ocurrencia de estos bosques. En este capítulo se discuten los conceptos señalados y se propone una caracterización de la degradación de bosques adultos floreados chilenos de los tipos forestales siempreverde y coihue-raulí-tepa, a escala de rodal, así como opciones silviculturales para la rehabilitación de estos bosques.

Palabras clave: degradación de bosques, umbral ecológico, bosques degradados, rehabilitación, silvicultura.

* Autor de correspondencia: angelica.vasquez@postgrado.uach.cl.

Abstract

Forest degradation is a problem that currently affects almost half of the world's forestsand has negative environmental, social, and economic consequences. Degradation is linked to direct anthropogenic action, such as unsustainable forest exploitation and excessive collection of products, or indirect action, such as through biological invasions, diseases and pest, and the activities of domestic animals. These activities negatively affect forest structure and composition especially, because they reduce the percentage of valuable timber species and the quality and health of the forest in general, as well as natural regeneration, due to the increased presence of competitive and invasive species. In Chile, this pattern of degradation has occurred mainly since the mid-19th century, as native forests were exploiteded and degraded through theharvesting of the most valuable tree species, usually followed by cattle browsing. The remaining forests have lower value and functionality, with scarce tree regeneration and usually with arrested succession. It is necessary to first understand what characterizes degraded forests, and from there, generate proposals to rehabilitate them so they have both greater ecological integrity and commercial value. In addition, it is also important to understand the process that conduces a degraded forest in order to prevent its recurrence. This chapter discusses the concepts mentioned and proposes a characterization of Chilean degraded forests of the evergreen and coihue-raulí-tepa forest types, at the stand scale, as well as silvicultural options for the rehabilitation of these forests.

Key words: forest degradation, ecological threshold, degraded forest, rehabilitation, silviculture.

Introducción

La degradación de los bosques comprende tanto un proceso como un estado (FAO 2011, Thompson *et al.* 2013). Por una parte, la degradación es el proceso que involucra reducir la producción de bienes y

servicios de los bosques (i. e. el bosque está siendo degradado) (Chazdon 2008, Ahrends *et al.* 2010) y, por otra, un bosque en determinado nivel de degradación es el resultado de dicha acción (Lund 2009). En la mayoría de los casos, la degradación es un proceso gradual (FAO 2001, 2006), haciéndose evidente de manera paulatina (Sasaki y Putz 2009).

Se estima que más de 2.000 millones de hectáreas de bosques han sido degradadas globalmente (Stanturf *et al.* 2014a, 2014b). En este sentido, la degradación de los bosques es reconocida a nivel mundial como un grave problema ambiental, social y económico (FAO 2009, 2011, Simula y Mansur 2011). Sus consecuencias son perjudiciales tanto para los bosques como para la sociedad, ya que la degradación de los bosques tiene el potencial de afectar negativamente a millones de personas que dependen, total o parcialmente, de los bienes y servicios generados por estos, a escala local, regional o mundial (FAO 2011).

La degradación de los bosques se vincula específicamente con acciones antrópicas, impulsadas por variados factores macroeconómicos, demográficos, tecnológicos, institucionales y políticos. Así, las principales causas que dan origen a la degradación son la explotación forestal insostenible (por recolección excesiva de productos del bosque), el pastoreo excesivo, los incendios y la expansión de especies invasoras o plagas (SCBD 2001, van Wilgen *et al.* 2001, Geist y Lambin 2002, Asner *et al.* 2006, 2008, Chazdon 2008, Murdiyarso *et al.* 2008, FAO 2009, Lund 2009, Hosonuma *et al.* 2012, Kissinger *et al.* 2012, Stanturf *et al.* 2014b, Bustamante *et al.* 2016).

La degradación de los bosques ha sido un tema central en variados programas, convenios mundiales y políticas globales enfocados en la biodiversidad, cambio climático y manejo forestal, debido a la valiosa contribución de los bosques al desarrollo sostenible, sumada a las preocupaciones mundiales emergentes de mitigación del cambio climático a través de la restauración de los bosques degradados y la pérdida de biodiversidad (FAO 2011, Simula y Mansur 2011, Thompson 2011, Thompson *et al.* 2013, Stanturf *et al.* 2014a). Es así que el Foro de las Naciones Unidas sobre los Bosques, señala la urgencia de intensificar los esfuerzos por prevenir la degradación de los bosques (FAO 2009). Asimismo, en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, en el año 2007, los países participantes acordaron tomar medidas para reducir las emisiones por deforestación y degradación de los bosques (programa REDD y luego REDD+) (Lund 2009). En este mismo contexto, el Convenio sobre la Diversidad Biológica 2010 tiene como meta para el año 2020 reducir por lo menos a la mitad el ritmo de pérdida de todos los hábitats naturales, incluidos los bosques y, además, se propone la restauración de por lo menos el 15 % de los ecosistemas degradados (SCBD 2010). Estas iniciativas mundiales ilustran la creciente necesidad de restauración a nivel global (Stanturf *et al.* 2014a, 2014b).

Sin embargo, existen variadas definiciones para la degradación de bosques, las cuales se han desarrollado desde diferentes perspectivas y disciplinas (FAO 2009, Lund 2009), y de acuerdo a distintos énfasis, incluyendo la degradación de tierras (Hudson y Alcántara-Ayala 2006) y, más recientemente, la pérdida de reservas de carbono y mitigación del cambio climático (p. ej. Putz y Nasi 2009, Morales-Barquero *et al.* 2014, Stanturf *et al.* 2014b). Sin embargo, la degradación de bosques es vista internacionalmente como los cambios que afectan negativamente la estructura y función de estos, reduciendo de esa manera su capacidad de proveer servicios ecosistémicos (FAO 2001, 2009, 2011, Lamb *et al.* 2012, Stanturf *et al.* 2014b, Modica *et al.* 2015).

Lograr una definición adecuada de lo que es un bosque degradado y degradación de bosques ha sido un aspecto crítico para negociaciones y discusiones internacionales (Lund 2009, Sasaki y Putz 2009, Putz y Redford 2010, Lund 2014, Armenteras y González 2016, Chazdon *et al.* 2016). Lo importante en este contexto es que una vez que exista acuerdo respecto a qué es un bosque degradado, se entenderá que este debe ser tratado de una forma distinta a un área deforestada y, sin duda, a un bosque no

degradado, donde se pueden aplicar sistemas silviculturales conocidos o validados en dichos bosques. Contar con una definición de bosque degradado es relevante para desarrollar propuestas y técnicas silviculturales orientadas a restituir la cobertura arbórea, composición de especies y su capacidad regenerativa.

En general, la restauración se ve de manera recíproca con la degradación: un bosque no perturbado en una condición natural o histórica puede ser degradado, y el bosque degradado puede ser restaurado a esa condición natural o histórica (Stanturf 2004). Es decir, la restauración es necesaria para revertir la condición degradada de un bosque (Stanturf 2004, Lamb *et al.* 2012, Stanturf *et al.* 2014a, 2014b, Hobbs 2016). Los objetivos de la restauración se pueden establecer en términos de un punto de partida (i. e. bosque degradado) y un punto final (i. e. bosque natural idealizado). El punto de partida para la restauración que se determina a partir del diagnóstico del grado de degradación es la base para las estrategias de restauración que se utilizarán (p. ej. rehabilitación) y para proyectar tendencias futuras (Stanturf 2004, Stanturf *et al.* 2014a, 2014b, Modica *et al.* 2015).

El objetivo de este capítulo es discutir el concepto de degradación de bosques, los procesos que conducen a la degradación y las características de un bosque en estado degradado, especialmente en cuanto a composición y estructura. Con respecto a este último punto, se presenta una caracterización general de bosques alterados por acción antrópica preliminarmente definidos como degradados, a partir de lo cual se discute cuán degradados efectivamente están estos bosques y se describen estrategias para su rehabilitación.

Definición de degradación de los bosques

Examinar las raíces etimológicas del concepto "degradación de los bosques" permite ilustrar la concordancia con el uso dado en la actualidad. El término "degradación" proviene del verbo latino *degradatio*, que significa "acción de hacer perder una cualidad o un estado característico". En este sentido, Lund (2009) señala que "degradar" es reducir la calidad de algo, por lo tanto, "degradación" es el proceso involucrado en hacerlo. El concepto degradación de bosques toma importancia desde la década del 2000, cuando se comenzó a cuantificar la magnitud de la superficie de bosques degradados, estimando que en Asia, América y África hasta 500 millones de hectáreas de bosques tropicales podrían estar degradadas (ITTO 2002, 2003). Este tema cobra relevancia principalmente debido a que la degradación de los bosques es una de las mayores fuentes de emisión de gases de efecto invernadero (FAO 2009, Sasaki *et al.* 2011).

Dada la relevancia de la degradación de bosques, variadas organizaciones, programas y convenios internacionales han definido el concepto desde sus propias perspectivas, según sus principales puntos de interés y objetivos (Simula y Mansur 2011). Debido a las diferentes aproximaciones y definiciones de bosques degradados, el año 2000, el Foro de las Naciones Unidas sobre los Bosques solicitó una armonización entre las definiciones publicadas de bosques degradados y términos relacionados que se aplican internacionalmente, para mejorar la coherencia y compatibilidad entre ellas. En este contexto, la FAO (2002) hizo una exhaustiva revisión y análisis de las definiciones de "degradación de bosques" desarrolladas por SCBD (2001) e ITTO (2002), y a partir de esto se optó internacionalmente por una definición genérica, considerando el uso de elementos compartidos de todas las definiciones estudiadas. Dicha definición genérica de "degradación de bosques" es (FAO 2002): "la reducción de la capacidad de un bosque de proveer bienes y servicios".

Posteriormente, la FAO solicita a Lund (2009) que actualice las revisiones previas y anexe todas aquellas definiciones posteriores a las del año 2002, entre las cuales están las de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) y del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), Convenio de Diversidad Biológica (CDB). Luego de recopilar más de 50 definiciones

del concepto de degradación de bosques formuladas para diversos fines, se identificaron parámetros comunes y/o indicadores indirectos de la degradación forestal y bosques degradados, y se concluyó que la mayoría son muy generales, están centradas en la reducción de productividad, biomasa o diversidad biológica, e indican que la degradación puede ser por causas naturales o antrópicas. Estas definiciones también tienen en común la referencia a una reducción de la cubierta vegetal, especialmente de árboles.

La definición acordada en el año 2002 aún es utilizada como marco común para todas las definiciones internacionales y en la elaboración de interpretaciones más específicas para propósitos particulares (Simula y Manzur 2011). Esta definición genérica es empleada para comparar antecedentes o estadísticas entre distintos países, anexar información de distintas fuentes o hacer evaluaciones en el tiempo, pero no abarca aspectos relacionados con un estado de referencia o distintos niveles de degradación. En consecuencia, Ghazoul *et al.* (2015) señalan que interpretar la degradación como una pérdida de atributos o funciones, aunque intuitivo, no es suficientemente preciso para distinguir el nivel de degradación de un bosque. En este contexto, definen la degradación de los bosques como una condición de sucesión detenida, que es inducida por acción antrópica y donde los procesos ecológicos relacionados a la dinámica del bosque se encuentran disminuidos o gravemente limitados.

No obstante, la definición e interpretación de la degradación de los bosques depende de los objetivos de gestión de la tierra. Por ejemplo, existen diferentes perspectivas respecto a un bosque degradado en función de intereses sobre conservación de la biodiversidad, reducción de emisiones, conservación de los suelos, otros servicios ecosistémicos, o la producción maderera (FAO 2009, Lund 2009, Hobbs 2016). En este sentido, es importante que las definiciones de degradación se refieran a situaciones que exhiben efectos ambientales, sociales o económicos a largo plazo, con el fin de excluir situaciones de cambios o variabilidad a corto plazo, como podría ocurrir con aquellas asociadas al manejo de los bosques con objetivos silviculturales (FAO 2011, Thompson *et al.* 2013). En cualquier caso, un bosque definido como degradado debe continuar siendo un bosque (y no un área deforestada), lo que requiere establecer una definición de "bosque" (Lund 2009, Armenteras y González 2016). Por ejemplo, en Chile, según la Ley Nº 20283 de Recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal, se considera como bosque a aquel "sitio poblado con formaciones vegetales en las que predominan árboles y que ocupa una superficie de por lo menos 5.000 m^2, con un ancho mínimo de 40 metros, con cobertura de copa arbórea que supere el 10 % de dicha superficie total en condiciones áridas y semiáridas y el 25 % en circunstancias más favorables".

En definitiva, la degradación de bosques es un concepto técnico y científicamente delicado de definir con precisión, con implicaciones políticas de alcances económicos, sociales y ambientales que dificultan consensuar su definición (FAO 2009, Sasaki y Putz 2009, Simula y Mansur 2011, Thompson *et al.* 2013). La degradación de bosque sugiere un proceso en marcha, a diferencia de "bosque degradado" que es un estado. Estos temas se abordan a continuación.

El proceso de degradación de los bosques

En consideración al origen de la palabra "degradación" y la definición genérica de la FAO (2002), en términos simples la degradación de los bosques es el proceso de reducción de la calidad de estos (Lund 2009). En este sentido, es un proceso de cambio que afecta negativamente las características estructurales y funcionales del bosque que puede extenderse por largos periodos (FAO 2009), y que conlleva a que el bosque esté siendo degradado a través del tiempo (Chazdon 2008, Ahrends *et al.* 2010, Thompson *et al.* 2013). En la mayoría de los casos, la degradación de los bosques se presenta como un proceso gradual de reducción de la biomasa, cambios en la estructura del bosque y en la composición de especies (biodiversidad), la regeneración natural, el suelo y el

agua, así como la disminución de las interacciones entre estos componentes y, en definitiva, del funcionamiento del bosque (FAO 2001, 2006, 2009, Lanly 2003). La pérdida de la biodiversidad es uno de los principales criterios para medir la degradación de los bosques. Esta pérdida puede tener consecuencias en la capacidad productiva de los bosques (Díaz *et al.* 2003, 2005, Thompson *et al.* 2009, Bridgeland *et al*. 2010, Thompson *et al.* 2011, 2013), si existe una significativa reducción de la población de especies de árboles, podría provocar la degradación en la provisión de bienes y servicios específicos (p. ej. Devi y Behera 2003), y puede indicar la pérdida de otras especies asociadas a los árboles (p. ej. líquenes, Linder y Östlund 1992).

Thompson *et al.* (2009) señalan que cuando el bosque se encuentra en un estado estable inicial y es afectado por una perturbación muy intensa, se genera una cascada de efectos negativos, provocando cambios significativos en la biodiversidad y servicios ecosistémicos (figura 9.1). Tales cambios pueden determinar el paso del bosque a un nuevo estado alternativo, donde la capacidad de producir bienes y servicios disminuye, existiendo un lapso de tiempo que puede ser variable entre las presiones que originan el cambio y la aparición de sus efectos (Thompson *et al.* 2011). En este sentido, existe un punto de inflexión o umbral ecológico en el cual el proceso de degradación se hace irreversible, debido a que el bosque pierde su resiliencia o capacidad de retornar a un determinado estado luego de un disturbio (Holling 1973, Peterson *et al.* 1998). En este escenario el bosque se considera degradado (FAO 2002), y puede entrar en un estado alternativo estable. Así, el paso de un ecosistema boscoso hacia un nuevo estado de bosque degradado puede estar representado por un punto de inflexión, el cual es un valor límite crítico que está relacionado con la estabilidad de dicho bosque, es decir, con su capacidad para mantener un equilibrio dinámico a lo

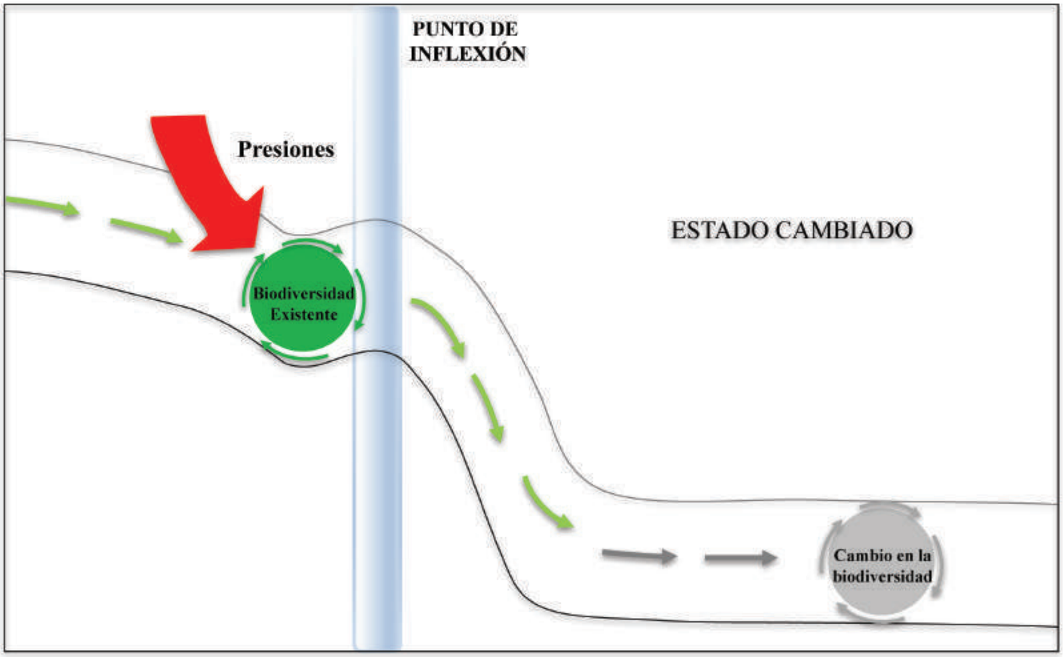


Figura 9.1 Ilustración teórica del "punto de inflexión" a partir del cual ocurre el paso del bosque hacia uno degradado. Esta figura sugiere que un bosque sometido a constantes presiones (o pocas de alta intensidad) sufre en algún momento una pérdida naturalmente irreversible de su biodiversidad (modificado de Secretaria del Convenio de Diversidad Biológica, CA (SCBD 2010)).

largo del tiempo y resistir al cambio a un estado diferente (Thompson *et al.* 2009).

Al punto de inflexión se puede llegar rápidamente o paulatinamente como resultado de una transformación crónica que consume la capacidad de recuperación del ecosistema, como ocurre cuando las especies se agotan gradualmente produciendo cambios en el estado del ecosistema y la biodiversidad (Thompson 2011). Así, la acción antrópica puede forzar al bosque a traspasar el punto de inflexión, resultando un cambio en el ecosistema, especialmente si es aditivo a otras perturbaciones naturales como la mortalidad por enfermedades o plagas de insectos. Este es el caso de las explotaciones forestales insostenibles persistentes por largo tiempo, que culminan con la incapacidad de los bosques para recuperarse, junto con cambios significativos en la vegetación (Bahamondez y Thompson 2016). Si estas explotaciones son acompañadas de ingreso de ganado vacuno al bosque la situación se agrava, es decir, aumenta la intensidad de las perturbaciones sobre el ecosistema (Zamorano-Elgueta *et al.* 2014).

Ghazoul *et al.* (2015) señalan que los bosques son ecosistemas muy dinámicos que, en ausencia de perturbaciones, naturalmente sufren cambios a pequeña escala en su composición y estructura, lo que es propio de la dinámica forestal. Algunas perturbaciones discretas pueden desplazar a los ecosistemas desde el estado estable a un estado de cierta inestabilidad, pero si estas perturbaciones son poco frecuentes, el bosque en este nuevo estado tenderá a retornar al estado estable a través de la sucesión. En contraste, si las perturbaciones son demasiado grandes o frecuentes, un ecosistema podría ser desplazado a un estado del cual las transiciones al estado estable son improbables, es decir, el sistema pasa a un estado estable alternativo. El proceso de recuperación natural no es simplemente inverso a la degradación, sino que podría seguir una trayectoria diferente (p. ej. estado de ecosistema novel, Hobbs *et al.* 2006) (Morales-Barquero *et al.* 2014).

En este enfoque, el concepto de degradación de bosques se deriva a partir de la teoría de la resiliencia y la analogía de cuencas de atracción (Holling 1973, Holling y Gunderson 2002). La cuenca de atracción comprende una serie de estados boscosos que, en ausencia de perturbación, tienden hacia un estado estable o varios temporalmente estables, pero no en equilibrio, lo cual implica que los procesos ecológicos y la resiliencia permanecen intactos. Sin embargo, las perturbaciones son una realidad natural de cualquier ecosistema y, por lo tanto, los estados boscosos nunca son estáticos, sino que se desplazan alrededor de la cuenca grande (figura 9.2). La posición ocupada por el ecosistema dentro de la topografía de la cuenca está descrita por dos atributos: la distancia horizontal desde el punto más bajo representa la disimilitud del estado más estable (en la figura 9.2: distancia horizontal desde el punto rojo hasta el centro más profundo de la cuenca mayor) y la altura sobre el punto más bajo refleja la vulnerabilidad al cambio a un estado de ecosistema alternativo (en la figura 9.2: distancia vertical desde el punto rojo hasta el centro más profundo de la cuenca mayor). En el caso de los bosques degradados, la distancia horizontal entre este bosque degradado, o la cuenca local de atracción, y el estado estable original (bosque original no degradado), representa el grado de cambio en la estructura y composición del ecosistema: a mayor distancia existe mayor disimilitud con el estado no degradado. La profundidad de la cuenca local refleja el esfuerzo requerido para devolver el estado degradado a una trayectoria de recuperación hacia el estado estable original: a mayor profundidad, mayor es el esfuerzo para escapar del nuevo estado estable alternativo hacia la trayectoria original de recuperación.

En esta propuesta se define la degradación de los bosques como la pérdida de resiliencia inducida por acción antrópica que impide la recuperación natural del bosque a un estado previo a la perturbación (Holling 1973, Peterson *et al*. 1998, Gunderson 2000, Holling y Gunderson 2002). Los estados de degradación pueden ser ilustrados por estados estables locales (cuenca pequeña) que se encuentran en una cuenca más grande (figura 9.2). En las cuencas más

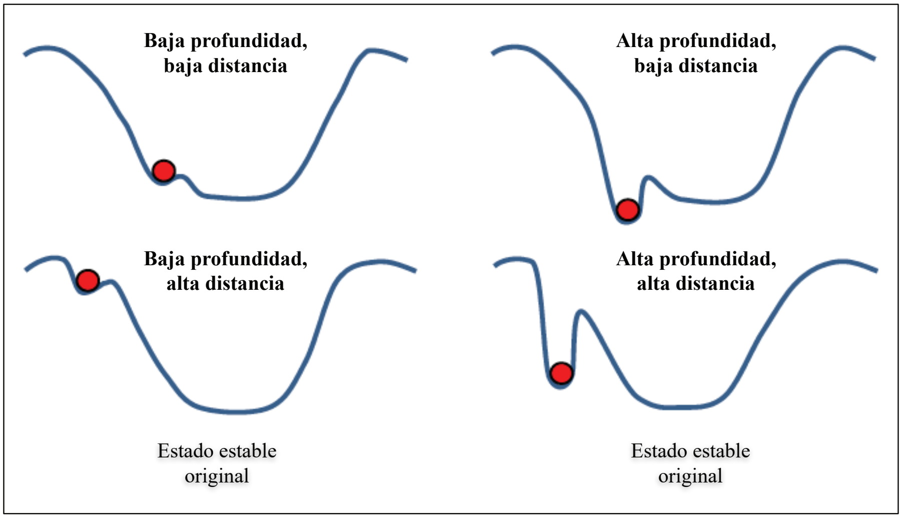


Figura 9.2 Representaciones de los tipos de degradación. La modificación de la cuenca de atracción para incluir el concepto de degradación como sucesión detenida, identifica dos elementos de degradación de los bosques. Primero: la distancia horizontal entre la cuenca local de atracción y el estado estable original, representa el grado de cambio en la estructura y composición del estado no degradado. Segundo: la profundidad de la cuenca local refleja la medida en que el estado del ecosistema está ligado a este nuevo estado y la cantidad de intervención externa necesaria para devolver al ecosistema a su trayectoria original de recuperación. El proceso de degradación refleja la combinación de ambas medidas. Un estado puede degradarse de diversas maneras dependiendo del grado de separación del estado no perturbado y también del esfuerzo requerido para escapar del nuevo estado estable local y retornar hacia la trayectoria original de recuperación. Un estado altamente degradado es aquel donde los valores tanto de la distancia como de la profundidad de la cuenca local de atracción son altos (adaptado de Ghazoul *et al*. (2015)).

pequeñas, los procesos ecológicos evitan el retorno a la cuenca más grande, lo que implica una sucesión detenida, es decir, los ecosistemas siguen siendo bosques (permanecen en la cuenca grande) pero, siendo localmente estable, el proceso natural de recuperación es detenido y el tiempo no puede devolver el sistema a su estado previo a la perturbación.

El estado de bosque degradado

El estado de un bosque a nivel de rodal se define de acuerdo con la composición florística arbórea dominante y su estructura, incluyendo alturas, estratos y densidad, entre otros, por ejemplo, un bosque adulto tiene un conjunto particular de características que identifican su estado (i. e. bosque primario) (Thompson *et al.* 2009, Thompson 2011). En este sentido, un bosque que alguna vez estuvo dominando por un cierto conjunto de especies y, como resultado de perturbaciones antrópicas (que eliminan especies del ecosistema boscoso), cambia su estado y se puede degradar. Es decir, a pesar de que sigue siendo un bosque, su estado definido (como la composición taxonómica arbórea dominante), ha cambiado, junto con varios procesos como la regeneración, tasas de crecimiento, la mortalidad y la descomposición. Además, en este nuevo estado, algunos de los bienes y servicios también habrán cambiado (Thompson *et al.* 2009).

Dependiendo del grado de modificación de sus características y de la frecuencia e intensidad del impacto antrópico, los bosques degradados se ubican en una gradiente de degradación. Así, podrían existir situaciones con bosques levemente alterados en su estructura y composición, donde se ha perdido parcialmente la estructura original y la proporción de algunas especies. En el otro extremo, se encuentran bosques que han sido más severamente degradados, donde las especies arbustivas

competidoras (nativas o invasoras) han incrementado significativamente su importancia, inhibiendo el establecimiento de la regeneración natural, la cual está impedida e incluso pueden existir cambios en el ambiente físico, como en el suelo, y una condición de sucesión detenida (Chazdon 2008, FAO 2009, Ghazoul *et al.* 2015).

El aspecto crítico en los bosques degradados es la capacidad de las especies arbóreas para regenerarse después de una perturbación (Ghazoul *et al*. 2015). Esto puede ocurrir por la abundancia de especies competidoras en el sotobosque, pero también por la pérdida de polinizadores o dispersores de semillas en el ecosistema (Stanturf *et al.* 2014b). En general, en bosques muy degradados, la fauna que se alimenta de semillas de las especies que se reducen o desaparecen se verá seriamente amenazada, pudiendo este agente de dispersión desaparecer (Smallidge y Greason 2004). En resumen, las prácticas que degradan los bosques a través de la extracción selectiva de algunas especies, como aquellas cosechas de madera sin criterios silviculturales, disminuyen la diversidad de especies arbóreas y pueden afectar la vida silvestre que depende de ellas como alimento o refugio.

Contexto de la degradación de los bosques en Chile

En Chile, los bosques nativos, a través de la historia, han sido alterados o eliminados por la acción antrópica (Armesto *et al.* 1994, Donoso y Lara 1995). Factores determinantes en la disminución significativa del bosque en la primera parte de la historia del país fueron el avance de la frontera agropecuaria muchas veces asociada al uso incontrolado del fuego, la recolección de leña, las necesidades de madera para los centros poblados, la habilitación de las vías de transporte, la presión generada por el avance de la frontera urbana y la introducción de especies vegetales y animales exóticos. Estas son algunas de las causas subyacentes de la degradación de los bosques remanentes, varias de ellas asociadas a la pobreza de muchos pobladores rurales (Vergara y Gayoso 2004, Camus 2006, Neira y Pedraza 2012).

Hasta el presente, la mayoría de los bosques nativos han sido sometidos a presiones que no consideran ninguna racionalidad técnica, ni mucho menos un principio de conservación, aplicándose deficientes métodos de explotación maderera caracterizados por la falta de manejo adecuado y el total desinterés por la renovación del recurso (Camus 2006, Otero 2006). La degradación de los bosques en Chile se asocia a la sobreexplotación del recurso y al incorrecto uso de ecosistemas y técnicas de extracción, sin criterios silviculturales (INFOR 2012), a través de la extracción selectiva de los mejores individuos de especies arbóreas comerciales (“floreo”) (Armesto *et al.* 1994) y el ingreso de ganado para aprovechamiento del bosque como fuente de forraje y de protección (Zamorano-Elgueta *et al.* 2014). Tales acciones, en su conjunto, limitan el número de especies que pueden regenerar con éxito (Armesto *et al.* 2010, INFOR 2012). Según Zamorano-Elgueta *et al.* (2014), el ramoneo y la compactación del suelo generado por la ganadería en el bosque son los factores con mayores efectos negativos sobre los bosques, especialmente en bosques primarios localizados en pequeñas propiedades. De todas maneras, la reiterada extracción selectiva de los mejores individuos arbóreos deja al bosque cada vez más empobrecido en cuanto a la calidad del recurso que lo compone (Armesto *et al.* 2010, INFOR 2012, Donoso 2013).

En la región centro-sur de Chile se han intervenido fuertemente los bosques desde mediados del siglo XIX, debido al alto valor o demanda de la madera de algunas de sus especies. En esta región se encuentran dos tipos forestales de gran extensión, el siempreverde y el coihue-raulí-tepa (Donoso 1993, 2013). Los bosques siempreverdes ocupan una superficie de 3,5 millones de hectáreas y presentan alta diversidad de especies arbóreas, en su mayoría de valor comercial, y varias decenas de otras especies vasculares (Donoso y Nyland 2005, Donoso 2013). Los bosques de coihue-raulí-tepa ocupan 787 mil hectáreas, pero tienen menor diversidad de

especies arbóreas que los siempreverdes (Donoso *et al.* 1986, Donoso 2013). Históricamente, los bosques siempreverdes fueron floreados en busca de especies como ulmo (*Eucryphia cordifolia* Cav.), tepa (*Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde), mañío hembra (*Saxegothaea conspicua* Lindl.), mañío de hojas largas (*Podocarpus saligna* D. Don) y lingue (*Persea lingue* Ness). Por su parte, los bosques del tipo forestal coihue-raulí-tepa, que en gran proporción fueron alterados por explotación forestal, especialmente por floreo, también han sido afectados por incendios (Donoso *et al.* 1986, Armesto *et al.* 2010). La corta utilizada en este tipo forestal fue el floreo especialmente de raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. *et* Endl.) Oerst.), lo que implicó una importante alteración en la composición de los bosques, dejándolos constituidos básicamente por coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) en el estrato superior. En décadas posteriores a 1960, la presión de corta se trasladó a las especies coihue y tepa, debido al agotamiento de raulí y a la demanda generada por las industrias basadas en tales especies. En este mismo sentido, los sectores cordilleranos andinos ubicados en la zona de Panguipulli (39° S), fueron floreados dejando en pie enormes árboles sobremaduros de coihue y bosques muy abiertos que permitieron mayor ingreso de luz y aumento de la cobertura de colihue (*Chusquea culeou* E. Desv.), así como como otras especies de Bambuceae. Colihue es una especie fuertemente competidora para la regeneración de las especies de *Nothofagus*, lo cual favorece en el largo plazo a especies más tolerantes como tepa y mañío hembra (Unda *et al.* 1990, Otero 1994, Otero y Monfil 1999).

Caracterización general del estado de degradación de los bosques nativos adultos. En la presente sección se proveen resultados de la caracterización de bosques adultos de los tipos forestales siempreverde y coihue-raulí-tepa que fueron preliminarmente clasificados como degradados a partir de indicadores cualitativos y cuantitativos que muestran cambios fáciles de medir luego de las perturbaciones antrópicas (Chazdon 2003, FAO 2009, 2011, Stanturf *et al.* 2014b). A partir de la definición legal de bosque en Chile, del proceso de degradación y del estado del bosque, es posible establecer criterios e identificar características, a nivel de rodal, para desarrollar una pauta preliminar con el objetivo de reconocer un bosque degradado, como se presenta en el cuadro 9.1. Este listado de criterios y características se sintetizó desde los artículos de Thompson *et al.* (2013), Stanturf *et al.* (2014b), Ghazoul *et al.* (2015) y Modica *et al.* (2015), considerando la evaluación en terreno de cuatro rodales de bosques adultos de los tipos forestales siempreverde y coihue-raulí-tepa alterados por floreos pasados (ensayos establecidos el año 2015 en la región de Los Ríos, 39-40º S).

En la caracterización del estado del bosque degradado se debe considerar que los criterios tienen diferente peso, siendo prioritarios la composición de especies, la distribución diamétrica total, la distribución diamétrica de especies comerciales (estructura) y la regeneración, y como criterios de menor peso, la distribución espacial de los árboles residuales, el área basal y las especies competidoras. Por lo tanto, según la pauta del cuadro 9.1, el primer grupo de criterios está relacionado con la pérdida de cobertura del dosel arbóreo, la pérdida de especies (composición, biodiversidad), la alteración en la estructura diamétrica y la falta de regeneración de especies arbóreas. El segundo grupo, en tanto, considera la disminución de las existencias en crecimiento y biomasa (área basal y volumen), la alta densidad y dominancia de especies no comerciales o secundarias, la abundante regeneración de especies no comerciales y arbustivas, y la alta densidad y cobertura de especies competidoras. De acuerdo a cada atributo del bosque que se ve alterado o disminuido por la degradación, en el cuadro 9.1 se destacaron las tres características consideradas más importantes para reconocer a un bosque degradado.

Los floreos efectuados en los bosques de ambos tipos forestales abrieron el dosel principal, permitiendo la regeneración de especies semitolerantes, principalmente avellano (*Gevuina avellana* Molina) y ulmo en el caso de siempreverde, y raulí en el

Cuadro 9.1 Pauta preliminar para reconocer un bosque degradado: criterios y características para categorizar como degradado un rodal de bosque adulto de los tipos forestales siempreverde y coihue-raulí-tepa.

Criterios	Características	Atributos alterados			
		Cobertura boscosa inicial	Estructura	Procesos naturales y dinámica	Funciones de protección y producción
Composición	Ausencia de una o más especies significativas del tipo forestal	xx		xx	xx
	Una o más especies originales del tipo forestal con bajos valores de importancia relativa			x	
	Alta densidad de especies no comerciales o secundarias y arborescentes		xx		
Distribución diamétrica total	J inversa alterada (baja frecuencia de individuos en clases diamétricas intermedias y falta de algunas clases diamétricas > 60 cm)		xx		xx
Distribución diamétrica de especies comerciales	Baja densidad de árboles entre diámetros mayores y de especies comerciales (dap [> 65 cm, ≤ 100 cm])		xx		
Regeneración	Escasa regeneración arbórea			xx	
	Abundante regeneración de especies arbóreas no comerciales y arborescentes			x	
Distribución espacial	Mosaico altamente heterogéneo y alta presencia de micro-rodales	xx			
Área basal	Baja para el tipo forestal				xx
	Alta dominancia relativa de especies secundarias o no comerciales				x
Especies competidoras	Alta densidad y cobertura de especies competidoras	xx		xx	

XX = Características de mayor importancia. X = Características de importancia secundaria.

coihue-raulí-tepa; y especies tolerantes a la sombra como especies de Myrtaceae, olivillo (*Aextoxicon punctatum* Ruiz *et* Pav.) y tepa (cuadro 9.2). Se diferencian entre ellos en la composición específica, sin embargo, considerando los valores de importancia, en ambos tipos forestales sólo una o dos especies son dominantes, esperándose, en cambio, una mayor diversidad de especies arbóreas con alta representación.

Para el caso del tipo forestal siempreverde, olivillo es la especie con mayor dominancia y la que más se ha favorecido con los floreos en cuanto a su regeneración, ya que estos valores son mucho más altos que los reportados, por ejemplo, por Donoso y Nyland (2005) para bosques adultos siempreverdes en la Depresión Intermedia. En el caso del tipo forestal coihue-raulí-tepa, el cuadro 9.2 muestra que en ambos bosques la especie patagua de Valdivia (*Myrceugenia planipes* (Hook *et* Arn.) O. Berg) ha incrementado mucho su importancia relativa en comparación a bosques sin intervención de este tipo forestal. Dicha especie, junto a la alta presencia de *Chusquea* spp. y otras especies del sotobosque, constituyen la principal competencia para la regeneración y desarrollo de especies forestales comerciales.

Con respecto a la distribución diamétrica total, todos los rodales tienen una estructura diamétrica de J invertida, caracterizada por gran amplitud de sus rangos diamétricos, entre 5 cm y 160 cm. En el caso del tipo forestal siempreverde, por sobre los 110 cm de dap existen vacíos en algunas clases debido muy probablemente a intervenciones forestales que extrajeron los árboles de mayores diámetros y de especies comerciales. En el rodal más alterado, Riñimahuida, no existen árboles por sobre 65 cm de diámetro.

Cuadro 9.2 Valor de importancia [(a)] para las especies arbóreas y arborescentes (dap ≥ 5 cm) de los cuatro rodales evaluados.

		Rodales Siempreverde		Rodales Coihue-Raulí-Tepa	
Tipo de especie	Especie	Llancahue	Pumillahue	San Pablo de Tregua	Riñimahuida
Arbóreas Comerciales	*A. punctatum* (olivillo)	28,3	47,6	-	1,2
	D. diacanthoides (trevo)	1,9	-	2,7	0,7
	D. winteri (canelo)	1,7	-	-	-
	E. cordifolia (ulmo)	19,6	9,6	-	0,1
	L. sempervirens (laurel)	0,5	4,6	-	0,1
	L. philippiana (tepa)	11,1	14,8	68,8	5,2
	N. alpina (raulí)	-	-	7,0	0,2
	N. dombeyi (coihue)	1,2	-	-	0,03
	N. obliqua (roble) *	0,2	1,1	-	0,03
	P. lingue (lingue)	0,5	0,4	-	-
	P. saligna (mañío hojas largas)	0,5	1,9	-	-
	S. conspicua (mañío hembra)	0,03	-	2,8	-
	W. trichosperma (tineo)	1,0	0,8	-	0,03
Arbóreas No Comerciales	*A. luma* (luma)	2,2	0,1	1,7	-
	A. meli (meli)	12,1	-	-	-
	C. paniculata (tiaca)	-	0,2	-	2,1
	G. avellana (avellano)	8,8	9,1	-	0,3
	L. dentata (avellanillo)	0,9	5,7	-	-
	L. ferruginea (fuinque)	3,5	0,1	-	0,1
	L. hirsuta (radal)	0,1	0,1	-	-
	L. apiculata (arrayán)	0,2	0,6	0,3	0,5
	M. planipes (patagua de Valdivia)	0,9	-	16,6	72,2
Arborescentes	*A. chilensis* (maqui)	-	0,4	-	10,4
	A. lanceolata (aromo)	-	-	0,04	0,7
	F. magellanica (chilco)	-	-	-	4,6
	R. spinosus (arrayán macho)	4,8	3,0	0,04	1,5

(a) Valor de importancia: [densidad relativa + área basal relativa]/2; (Cottam y Curtis 1956, Donoso 1993).
- = Especie ausente.
* = Esta especie no pertenece al tipo forestal siempreverde y coihue-raulí-tepa, pero sí a otras formaciones de Nothofagus spp. aledañas al bosque evaluado.

Los rodales estudiados tienen, en general, una alta densidad de árboles de especies comerciales (> 50 % de la densidad total) en las etapas de latizal y fustal delgado (dap < 35 cm). Por el contrario, la densidad de árboles sobremaduros con dap > 100 cm es baja (< 1 %). Sin embargo, la distribución diamétrica de las especies comerciales es diferente en aquellos rodales con mayor degradación (Riñimahuida), donde las explotaciones forestales alteraron de tal manera la composición y la estructura del bosque, que la densidad de especies arbóreas no comerciales es desproporcionadamente alta (90 % de la densidad total) y concentrada principalmente en dap < 35 cm, sin árboles en estado de fustal grueso (dap [> 65, ≤ 100] cm) y en estado sobremaduro (dap > 100 cm).

En cuanto a la regeneración de especies arbóreas (cuadro 9.3), existen densidades moderadas a bajas al compararlos con un bosque adulto sin floreos, y la diversidad de la regeneración está asociada a presencia o ausencia de árboles adultos semilleros y a la alta cobertura de especies competidoras del sotobosque. La regeneración es principalmente de especies tolerantes y semitolerantes, existiendo escasa o nula regeneración de especies comerciales

Cuadro 9.3 Densidad de plantas de regeneración de especies del dosel arbóreo (número de individuos por hectárea) de los cuatro rodales evaluados.

Tipo de especie	Especie	Rodales Siempreverde		Rodales Coihue-Raulí-Tepa	
		Llancahue	Pumillahue	San Pablo de Tregua	Riñimahuida
Arbóreas Comerciales	*A. punctatum* (olivillo)	16.513	7.325		500
	D. diacanthoides (trevo)	350		538	238
	D. winteri (canelo)	1.613			
	E. cordifolia (ulmo)	2.513	1.900		38
	L. sempervirens (laurel)	213	300		13
	L. philippiana (tepa)	1.113	600	4.900	225
	N. alpina (raulí)			25	
	N. dombeyi (coihue)	325			
	N. obliqua (roble)*		17		
	P. lingue (lingue)	100	300		13
	P. saligna (mañío de hojas largas)	1.938	350		
	S. conspicua (mañío hembra)	75		288	
	W. trichosperma (tineo)	163			
Arbóreas No Comerciales	*A. luma* (luma)	5.550		688	
	A. meli (meli)	9.575			
	C. paniculata (tiaca)				338
	E. coccineum (notro)		13		
	G. avellana (avellano)	1.075	400		13
	L. dentata (avellanillo)	900	1.913		
	L. ferruginea (fuinque)	8.238	13		100
	L. hirsuta (radal)	13			
	L. apiculata (arrayán)	350	713	13	375
	M. planipes (patagua de Valdivia)	538		1.513	5.025
Arborescentes	*A. chilensis* (maqui)	638	88		238
	R. spinosus (arrayán macho)	2.713	1.250	25	200
		54.500	15.179	7.988	7.313

- = Especie ausente.
* = Esta especie no pertenece al tipo forestal siempreverde y coihue-raulí-tepa, pero sí a otras formaciones de *Nothofagus* spp. aledañas al bosque evaluado.

significativas en ambos tipos forestales. Destaca la alta regeneración de olivillo en el tipo forestal siempreverde y de tepa en coihue-raulí-tepa, lo que es coherente con el hecho que son las principales especies del dosel arbóreo y tolerantes a la sombra. En el bosque más alterado (Riñimahuida), el 80 % de la densidad de plántulas corresponde a especies no comerciales, con dominio de patagua de Valdivia.

En el caso de distribución espacial de los rodales evaluados en ambos tipos forestales, esta corresponde a un mosaico altamente heterogéneo (figura 9.3), con abundancia excesiva de individuos arbóreos pequeños, sectores con alta densidad de especies arborescentes no comerciales, baja regeneración, poca luminosidad, árboles quebrados, agrupamiento de árboles, legados del bosque original, árboles de mala sanidad (pudrición fustal), individuos de mala forma (inclinados, rastreros, con fuste muy sinuoso y fuste central quebrado) y sectores con exceso de cobertura de especies competidoras como del género *Chusquea* spp., maqui (*Aristotelia chilensis* (Molina) Stuntz), murta (*Ugni molinae* Turcz.), chupón (*Greigia*



Figura 9.3 Distribución espacial heterogénea en rodales floreados. A y B: tipo forestal siempreverde. C y D: tipo forestal coihue-raulí-tepa.

sphacelata (Ruiz *et* Pav.) Regel) y chilco (*Fuchsia magellanica* Lam.) (figura 9.4). Además, hay abundantes desechos, troncos y trozas en descomposición originados por las explotaciones forestales.

El área basal, en tres de los cuatro rodales evaluados, tiene altos valores (65 a 80 m²/ha), sin embargo, a diferencia de los bosques adultos no intervenidos, en estos rodales de bosques floreados el área basal total está concentrada principalmente en árboles de especies comerciales en las etapas de latizal y fustal delgado (dap < 35 cm), fustal medio (dap [> 35, ≤ 65] cm) y árboles sobremaduros que son parte del bosque residual (dap > 100 cm). En cambio, en los bosques mayormente degradados (Riñimahuida) el área basal total es de un valor muy bajo (39 m²/ha), concentrada en una alta dominancia relativa de especies secundarias o no comerciales como patagua de Valdivia, fuinque (*Lomatia ferruginea* (Cav.) R. Br.) y tiaca (*Caldcluvia paniculata* (Cav.) D. Don), lo que es una condición inusual en relación a lo esperado para bosques adultos del tipo forestal coihue-raulí-tepa (p. ej. Donoso y Nyland 2005).

De acuerdo a estos criterios y características (cuadro 9.1) de los bosques evaluados en terreno, se estableció un ranking de los rodales según su nivel de degradación: los rodales de siempreverde, estarían menos degradados que los del coihue-raulí-tepa, ya que este último tipo forestal es menos



Figura 9.4 Rodales de bosques nativos floreados con abundancia de especies competidoras del sotobosque y árboles de pequeño tamaño. Se evidencian distintas situaciones generadas por explotaciones forestales insostenibles. A y B: tipo forestal siempreverde. C y D: tipo forestal coihue-raulí-tepa.

complejo y dos de las tres especies representativas (raulí y coihue) fueron extraídas por los floreos. Por lo tanto, a nivel de rodal, ordenados de menor a mayor nivel de degradación, el ranking propuesto es: Llancahue, Pumillahue, San Pablo de Tregua y Riñimahuida, siendo este último el que representa un severo nivel de degradación reflejado en todos los criterios y características considerados en esta evaluación.

En general, los bosques degradados por floreos, tienen una disminución de su calidad en cuanto a composición de especies, porcentaje de especies maderables de alto valor, sanidad y calidad de árboles residuales, así como un incremento en la presencia de especies competidoras que inhiben la regeneración natural de especies arbóreas. En otros bosques alterados por explotaciones forestales insostenibles, Grushecky y Fajvan (1999), ITTO (2002), Stringer (2008) y Deluca *et al.* (2009) encuentran características similares a estas. Otras características generales (cuadro 9.1) observadas en estos rodales han sido reportadas en bosques primarios degradados, como una estructura heterogénea y fragmentada (p. ej. claros abiertos por las cortas o huellas de madereo de tamaños y frecuencias superiores a lo esperado en condiciones naturales o de buen manejo), y existe la proliferación de especies "no deseadas" desde el punto de vista silvicultural (ITTO 2002).

Recuperación de bosques degradados

Recuperación natural o asistida. Los bosques en proceso de degradación se podrían recuperar naturalmente, sin embargo, esta recuperación puede tener diferentes escalas de tiempo, lo que depende del nivel de alteración y las características biofísicas del sitio (Lamb y Gilmour 2003, Lund 2009, Bustamante *et al.* 2016). Generalmente, la escala de tiempo requerida para la recuperación natural es superior a escala de tiempo del ser humano (Lamb y Gilmour 2003, Stanturf 2004).

Por otro lado, muchos bosques degradados no se pueden recuperar por diversas razones: a) muy poca biota original (árboles que puedan iniciar el proceso sucesional) permanece en el sitio, b) el ambiente biofísico, como la fertilidad del suelo, ha cambiado o c) las perturbaciones antrópicas son tan frecuentes o intensas que impiden el desarrollo de la sucesión natural, por ejemplo, debido al aumento de la competencia producida por especies de *Chusquea*. En aquellos bosques donde el proceso de recuperación natural es lento puede ser necesaria la intervención humana para iniciar el proceso o acelerar la tasa de recuperación (Lamb y Gilmour 2003). Sin embargo, existe la disyuntiva de reconocer cuando el bosque tiene probabilidades de recuperarse sin ayuda, es decir, por procesos naturales o cuando está en un estado degradado y necesita ser rehabilitado. Esto implica identificar las barreras que impiden la recuperación natural, que pueden ser desde factores bióticos (p. ej. invasiones biológicas, herbivoría o falta de polinizadores) o factores abióticos (p. ej. cambios en la hidrología o estructura del suelo). No obstante, existe un debate de cuándo y cómo los estados estables alterados podrían recuperarse a un estado no alterado (Hobbs y Cramer 2008).

El proceso de degradación puede ser detenido o revertido por medio de la restauración, con el objetivo de fortalecer la capacidad de recuperación en ecosistemas degradados (Lake 2013) y, a su vez, un bosque degradado se puede restaurar con estrategias silvícolas como la rehabilitación. Ambos tipos de intervención pueden dar lugar a un bosque "no degradado" pero esto puede tardar un largo tiempo en ser alcanzado. Tales estrategias pueden mover a un bosque de un estado degradado a otro con menos degradación, dependiendo del objetivo planteado. Estos procesos, directamente inducidos por el hombre, tienen por objetivo detener el proceso de degradación y mejorar las características de los bosques (estructura y función) (Stanturf y Madsen 2002, Stanturf 2004, FAO 2009, Stanturf *et al.* 2014a).

Aspectos generales de la rehabilitación de bosques degradados de acuerdo con el estado de degradación y aplicaciones en Chile. Para rehabilitar los bosques degradados se necesita una serie de actividades silviculturales (Catanzaro y D´Amato 2005) que incluye

múltiples opciones, como la manipulación del dosel residual, del sotobosque y de la cama de semillas. Todo ello afectará los factores del medioambiente que inhiben la ocurrencia de regeneración y, en consecuencia, favorecería el proceso de regeneración de especies arbóreas. Esto es un punto de partida fundamental para restaurar el bosque.

Nyland (2006) señala que la rehabilitación de los bosques degradados requiere cuatro medidas básicas: 1) homogeneizar el espaciamiento entre los árboles residuales, 2) concentrar el potencial de crecimiento en los árboles de mejor calidad, 3) regenerar una nueva cohorte para cubrir claros, y 4) controlar la competencia de especies indeseadas para mejorar el éxito de la regeneración de especies comerciales deseadas que reinician el proceso sucesional. Sin embargo, los métodos aplicables dependerán del número y distribución de los árboles de mejor calidad, y del grado en que incrementarán su volumen y valor en un futuro. En el caso de rodales donde aún existen suficientes árboles vigorosos que inician el proceso sucesional, Kenefic y Nyland (2005) sugieren las siguientes actividades para rehabilitar dichos bosques: a) remover los árboles más pobres, dejando y favoreciendo a los mejores individuos para que continúen creciendo y dispersando semillas, b) liberar la regeneración avanzada y promover su desarrollo, y c) incrementar la cantidad de regeneración de especies deseadas. Además, es posible que se requiera plantar árboles bajo dosel para compensar la escasez de regeneración natural, particularmente en aquellos rodales que carecen de fuentes semilleras, y controlar el sotobosque donde la densidad de regeneración sea crítica. Para situaciones extremas de baja densidad de árboles de calidad (vigor y sanidad), Nyland (2006) propone: a) eliminar la mayoría de los árboles de baja calidad del dosel superior, b) dejar los árboles que podrían servir de fuente de semillas o proporcionar ingresos futuros, c) reducir la competencia del sotobosque y d) establecer nueva regeneración, a través de plantación o siembra, cuando la densidad y composición de la regeneración son inadecuadas.

En el caso de los cuatro rodales de bosques nativos adultos evaluados, se consideró que éstos presentaban distintas características que permitían categorizarlos preliminarmente como bosques degradados (cuadro 9.1). Sin embargo, sólo uno de ellos está en severo nivel de degradación (Riñimahuida). En función de esta variabilidad de situaciones, se plantean diferentes propuestas de rehabilitación de rodales degradados de los tipos forestales siempreverde y coihue-raulí-tepa.

En los rodales adultos evaluados del tipo forestal siempreverde las principales características estructurales y de composición para la selección de las medidas a utilizar son la baja área basal total, mala calidad silvicultural de los árboles residuales, alta frecuencia de individuos en clases diamétricas bajas e intermedias (dap < 30 cm), inadecuada composición de especies y ausencia de especies principales del tipo forestal. Secundariamente, se pueden considerar la irregular distribución espacial de los árboles residuales, alta densidad y cobertura de especies competidoras y baja densidad de la regeneración. Para tales rodales se proponen realizar cortas de mejoramiento orientadas a promover que los individuos de mejores características fenotípicas se conviertan en la principal fuente de semillas para la regeneración de especies arbóreas. De este modo, se pretende recuperar en el corto plazo la composición del bosque y, en el mediano plazo, su estructura original, manteniendo los mejores árboles de los distintos estratos y edades, es decir, formando una estructura multietánea. Estas cortas incluyen la extracción de algunos árboles, tanto de especies comerciales (ulmo, tepa, olivillo, coihue, canelo (*Drimys winteri* J.R. Forst. *et* G. Forst), tineo (*Weinmannia trichosperma* Cav.) y trevo (*Dasyphyllum diacanthoides* (Less.) Cabrera) como de especies secundarias (generalmente de dap < 35 cm; meli (*Amomyrtus meli* (Phil.) D. Legrand *et* Kausel), avellano y avellanillo (*Lomatia dentata* (Ruiz *et* Pav.) R.Br.) y de especies arbustivas arrayán *macho* (*Rhaphithamnus spinosus (Juss.) Moldenke).* Con esto se mejoraría la distribución espacial y el desarrollo de potenciales individuos semilleros.

Los tratamientos silviculturales para rehabilitar bosques degradados del tipo siempreverde floreados, deben considerar la reducción de la competencia del sotobosque para aumentar la supervivencia de la regeneración arbórea. Adicionalmente, se puede requerir preparar el sitio mediante el escarificado del suelo, si las condiciones edáficas lo permiten (Donoso *et al.* 2015) y, con ello, favorecer el reclutamiento de especies de interés comercial menos tolerantes a la sombra, sobre todo en los sectores abiertos que antes estuvieron cubiertos por una alta densidad de especies competidoras, como quila (*Chusquea quila* Kunth), chupón y helecho palmilla (*Lophosoria quadripinnata* (J.F. Gmel.) C. Chr.). También puede ser necesario plantar árboles en los espacios abiertos luego de las cortas correctivas señaladas, bajo el enfoque de plantación suplementaria con las especies de mayor crecimiento y valor relativo (Donoso 2006). En este sentido, para el tipo forestal siempreverde se propone plantar preponderantemente ulmo, especie de rápido crecimiento en términos relativos entre las especies del tipo forestal, principal en el dosel dominante o emergente, semitolerante a la sombra (Donoso 2006) y una de las más explotadas y en su tipo forestal. Además, se trata de una especie de alto valor comercial y, por ello, atractiva para plantar por parte de los propietarios. En el caso de los bosques evaluados se estima que el inicio del proceso de rehabilitación debería significar una reducción del área basal a un nivel residual de 45 - 50 m^2 /ha para dejar una alta proporción de especies comerciales como fuente semillera, y suficiente entrada de luz para la regeneración principalmente de estas especies.

Para los rodales de bosques degradados del tipo forestal coihue-raulí-tepa se consideraron las características estructurales diferenciales en los dos predios, dado el nivel distinto de degradación en cada uno. En San Pablo de Tregua, se establecieron como principales características de degradación la mala calidad silvicultural de los árboles residuales, la alta frecuencia de individuos en las clases bajas (dap < 30 cm), y excesiva presencia de especies no comerciales en detrimento de especies principales del tipo forestal. Para este tipo de rodales se propone una corta de mejoramiento que mantenga los mejores árboles de los estratos superiores y con ello promover que se conviertan en la principal fuente de semillas para la regeneración de especies arbóreas comerciales y comunes del tipo forestal. Se eliminarían los individuos de pobres características fenotípicas y con una mala sanidad, interviniendo las especies raulí, tepa y mañío hembra de dap < 60 cm. Para mejorar el espaciamiento en el rodal, se extraerían individuos de especies secundarias (dap < 35 cm; luma (*Amomyrtus luma* (Molina) D. Legrand *et* Kausel), trevo, arrayán (*Luma apiculata* (DC.) Burret) y patagua de Valdivia. Esta corta debería extraer en torno a 14 m^2 /ha en las condiciones de este bosque. En el caso de Riñimahuida, se consideraron como principales variables a modificar a través del proceso de rehabilitación la baja área basal total, alta frecuencia de individuos en las clases diamétricas menores (dap < 20 cm), alta densidad y dominancia de especies secundarias, ausencia de especies principales del tipo forestal y escasa densidad de árboles que podrían servir de semilleros. Se propone, en consecuencia, aplicar una corta de mejoramiento combinada con una corta de especies secundarias para mejorar el espaciamiento del rodal y favorecer las condiciones para la regeneración natural arbórea. La corta de mejoramiento debe estar enfocada a extraer, en primer lugar, árboles de características de mala sanidad o dañados por antiguas extracciones y, en segundo lugar, árboles de mala forma (inclinados, rastreros, con fuste muy sinuoso y fuste central quebrado), por ejemplo, de las especies tepa y trevo. La corta de especies secundarias se enfocaría, principalmente, en patagua de Valdivia y en otras especies como tiaca, avellano y fuinque, según el caso, así como también en reducir significativamente la densidad o cobertura de las especies arbustivas (p. ej. arrayán macho, chilco y maqui). La intervención se debe centrar en las clases diamétricas bajas (dap < 30 cm). Tales intervenciones en estos rodales significarán un área basal residual muy baja, de modo que la rehabilitación comenzará con un nuevo bosque de características principalmente coetáneas, pero

con legados biológicos que serán de apoyo para una recuperación más rápida de la biodiversidad de estos bosques. En ambos casos luego de reducir la competencia del sotobosque se propone plantar raulí, sobre todo en Riñimahuida que tiene muy pocas fuentes de propágulos y regeneración de especies comerciales.

Comentarios finales

Los bosques sometidos a floreos en diferentes intensidades y frecuencias, son alterados en su estado, modificando en menor o mayor nivel las características tanto estructurales y de composición del bosque, así como también, la densidad y la diversidad de especies arbóreas que están regenerando. En este sentido, surge la pregunta bajo qué condiciones un rodal de bosque nativo adulto sometido a extracciones selectivas sin objetivos silviculturales se podría categorizar como un bosque degradado. Basado en los criterios y características propuestos (cuadro 9.1) y su posterior análisis, se observa que los rodales pueden reflejar distintos grados de alteración y, por lo tanto, queda aún la incertidumbre sobre cuáles están en un estado de bosque degradado o bien si se encuentran en alguna fase sucesional que les permitirá una recuperación natural.

Es necesario seguir investigando si los criterios y características seleccionados son válidos y suficientes para establecer patrones de degradación que se expresen en una gradiente que depende del nivel de modificación del estado y regeneración del bosque. La pauta preliminar para reconocer un bosque degradado, presentada en este trabajo, es material que se pone a disposición para la discusión. Ella debe ser complementada con investigaciones de campo y metodologías apropiadas para seleccionar aquellos indicadores que permitan conocer la estructura, composición y regeneración de un bosque en estado degradado y evaluar los distintos grados de degradación. En estos aspectos, es importante la optimización en minimizar costos y facilitar el trabajo práctico para posibilitar su amplia aplicación.

Chile carece de una definición oficial de degradación de bosques o bosques degradados. No obstante, la Ley Nº 20283 de Recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal, contempla la "recuperación" de los bosques nativos, sin definir dicho concepto. En este escenario, existe una creciente necesidad de evaluar cuándo un bosque está degradado, lo que contribuiría a la toma de decisiones de dónde invertir y cuáles serían las alternativas de rehabilitación de los bosques. La rehabilitación es una opción poco fomentada para restaurar bosques degradados, sin embargo, los propietarios de bosques requieren propuestas para recuperar el valor de estos. Tales propuestas deben estar orientadas a restituir la cubierta arbórea, la composición de especies y su capacidad regenerativa, y cuyo principal énfasis sea recobrar la capacidad del bosque para volver a proporcionar bienes madereros y no madereros, así como los servicios ecosistémicos en su conjunto.

En la rehabilitación de los bosques degradados se debe promover la mantención de los mejores árboles semilleros y de futuro valor comercial que las circunstancias lo permitan, sumado al control de condiciones del sotobosque y la cama de semillas para la ocurrencia de regeneración de especies arbóreas. Estas condiciones, junto a la mantención de legados biológicos, permitirán una más rápida recuperación de la biodiversidad y de los atributos de bosques en buen estado de conservación. Esto significa evaluar cuidadosamente las distintas opciones, lo cual en algunas circunstancias generará un balance negativo temporal que puede requerir de incentivos para que los propietarios se motiven a rehabilitar sus bosques, con las consecuentes ventajas para sus economías prediales, así como para la conservación de los ecosistemas forestales.

Agradecimientos

A. Vásquez y P. Donoso H. agradecen al proyecto del Fondo de investigación del Bosque Nativo de CONAF Nº 005/2014. "Desarrollo de estrategias y técnicas para recuperar bosques adultos degradados de los tipos forestales Siempreverde y Coihue-Raulí-Tepa". A. Vásquez agradece la beca doctoral de CONICYT-PCHA #21140778.

Referencias

Ahrends A, ND Burgess, SAH Milledge, MT Bulling, B Fisher, JCR Smart, GP Clarke, BE Mhoro, SL Lewis. 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(33):14556–14561.

Armenteras D, TM González. 2016. Degradación de bosques: contexto y definiciones. *In* Armenteras D, TM González, J Retana, JM Espelta eds. Degradación de bosques en Latinoamérica: síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales. IBERO-REDD+. p. 9–11.

Armesto JJ, D Manuschevich, A Mora, C Smith–Ramírez, R Rozzi, AM Abarzúa, PA Marquet. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: a historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy* 27(2):148–160.

Armesto JJ, C Villagrán, C Donoso. 1994. Desde la era glacial a la industrial: la historia del bosque templado chileno. *Ambiente y Desarrollo* 10:66–72.

Asner GP, EN Broadbent, PJC Oliveira, M Keller, DE Knapp, JNM Silva. 2006. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103(34):12947–12950.

Asner GP, RF Hughes, PM Vitousek, DE Knapp, T Kennedy–Bowdoin, J Boardman, RE Martin, M Eastwood, RO Green. 2008. Invasive plants transform the three-dimensional structure of rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(11):4519–4523.

Bahamondez C, ID Thompson. 2016. Determining forest degradation, ecosystem state and resilience using a standard stand stocking measurement diagram: theory into practice. *Forestry* 89(3):245–252.

Bridgeland WT, P Beier, T Kolb, TG Whitham. 2010. A conditional trophic cascade: birds benefit faster growing trees with strong links between predators and plants. *Ecology* 91(1):73–84.

Bustamante MMC, I Roitman, TM Aide, A Alencar, L Anderson, L Aragão, GP Asner, J Barlow, E Berenguer, J Chambers, MH Costa, T Fanin, LG Ferreira, JN Ferreira, M Keller, WE Magnusso, L Morales, D Morton, JPHB Ometto, M Palace, C Peres, D Silvério, S Trumbore, ICG Vieira. 2016. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Global Change Biology* 22:92–109.

Camus P. 2006. Ambiente, bosques y gestión forestal en Chile. Santiago, Chile. LOM Ediciones. 386 p.

Catanzaro PF, AW D'Amato. 2005. High grade harvesting: understand the impacts, know your options. UMass extension publication. Amherst, MA. Consultado 20 feb. 2017. Disponible en https://masswoods.net/sites/masswoods.net/files/pdf-doc-ppt/High_Grade_Harvesting_1.pdf

Chazdon RL. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1):51–71.

Chazdon RL. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320(5882):1458–1460.

Chazdon RL, PHS Brancalion, L Laestadius, A Bennett-Curry, K Buckingham, C Kumar, J Moll-Rocek, Vieira ICG, SJ Wilson. 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio* 45(5):538–550.

Cottam G, JT Curtis. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37:451–460.

Deluca T, MA Fajvan, G Miller. 2009. Diameter-limit harvesting: effects of residual trees on regeneration dynamics in Appalachian hardwoods. *Northern Journal of Applied Forestry* 26(2):52–60.

Devi U, N Behera. 2003. Assessment of plant diversity in response to forest degradation in a tropical dry deciduous forest of Eastern Ghats in Orissa. Journal of Tropical Forest. *Science* 15(1):147–163.

Díaz S, AJ Symstad, FS Chapin III, DA Wardle, LF Huenneke. 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology and Evolution* 18(3):140–146.

Díaz S, D Tilman, J Fargione, FS Chapin, R Dirzo, T Kitzberger, B Gemmill, M Zobel, M Vila, C Mitchell, A Wilby, GC Daly, M Galetti, WF Laurence, J Pretty, R Naylor, A Power, D Harvell, S Potts, C Kremen, T Griswold, C Eardley. 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services. *In* Hassan R, R Scholes, N Ash eds. Ecosystems and human well-being: current state and trends, Vol. 1. Washington, D.C., USA. Island Press. p. 299–329.

Donoso C. 1993. Estructura, variación y dinámica de bosques templados de Chile y Argentina. Ecología Forestal. Santiago, Chile. Universitaria. 484 p.

Donoso C. (Ed). 2006. Las Especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cúneo Ediciones. 678 p.

Donoso C, R Deus, JC Cockbaine, H Castillo. 1986. Variaciones estructurales del tipo forestal Coihue Raulí Tepa. *Bosque* 7(1):17–35.

Donoso C, A Lara. 1995. Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. *In* Armesto JJ,

C Villagrán, M Arroyo eds. Ecología de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Universitaria. p. 363–387.

Donoso PJ. 2013. Necesidades, opciones y futuro del manejo multietáneo en el centro-sur de Chile. *In* Donoso PJ, A Promis eds. Silvicultura en bosques nativos. Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelandia. Estudios en silvicultura de bosques nativos, Vol. 1. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo. p. 55–85.

Donoso PJ, C Navarro, D Soto, V Gerding, Ó Thiers, J Pinares, B Escobar, MJ Sanhueza. 2015. Manual de plantaciones de raulí (*Nothofagus alpina*) y coihue (*Nothofagus dombeyi*) en Chile. Valdivia, Chile. FONDEF-UACh-UCT. 203 p.

Donoso PJ, RD Nyland. 2005. Seeding density according to structure, dominance and understory cover in old-growth forest stands of the evergreen forest type in the coastal range of Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 78(1):51–63.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, IT). 2001. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2000. Informe principal. 468 p. (Estudio FAO Montes 140).

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, IT). 2002. Proceedings: second expert meeting on harmonizing forest–related definitions for use by various stakeholders. Rome. 11–13 September 2002, WMO/IPCC/CIFOR/FAO/IUFRO/UNEP. Roma, Italia. Consultado 20 feb. 2017. Disponible en http://www.fao.org/docrep/005/y4171e/y4171e00.htm

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, IT). 2006. Choosing a forest definition for the clean development mechanism. Forests and Climate Change Working Paper 4. Consultado 20 feb. 2017. Disponible en http://www.fao.org/forestry/media/11280/1/0/

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, IT). 2009. Hacia una definición de degradación de los bosques: análisis comparativo de las definiciones existentes. Evaluación de los recursos forestales. (Documento de trabajo 154).

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, IT). 2011. Assessing forest degradation: towards the development of globally applicable guidelines. 99 p. (Forest resources assessment working paper 177).

Geist HJ, EF Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52(2):143–150.

Ghazoul J, Z Burivalova, J Garcia-Ulloa, LA King. 2015. Conceptualizing forest degradation. *Trends in Ecology & Evolution* 30(10):622–632.

Grushecky ST, MA Fajvan. 1999. Comparison of hardwood stand structure after partial harvesting using intensive canopy maps and geostatistical techniques. *Forest Ecology Management* 114(2-3):421–432.

Gunderson LH. 2000. Ecological resilience: in theory and application. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 31:425–439.

Hobbs RJ. 2016. Degraded or just different? Perceptions and value judgements in restoration decisions. *Restoration Ecology* 24(2):153–158.

Hobbs RJ, S Arico, J Aronson, JS Baron, P Bridgewater, VA Cramer, PR Epstein, JJ Ewel, CA Klink, AE Lugo, D Norton, D Ojima, DM Richardson, EW Sanderson, F Valladares, M Vilà, R Zamora, M Zobel. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15(1):1–7.

Hobbs RJ, VA Cramer. 2008. Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources* 33:39–61.

Holling CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:1–23.

Holling CS, LH Gunderson. 2002. Resilience and adaptive cycles. *In* Gunderson LH, CS Holling eds. Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Washington, D.C., USA. Island Press. p. 25–62.

Hosonuma N, M Herold, V De Sy, RS De Fries, M Brockhaus, L Verchot, A Angelsen, E Romijn. 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters* 7(4):1–12.

Hudson PF, I Alcántara-Ayala. 2006. Ancient and modern perspectives on land degradation. *Catena* 65(2):102–106.

INFOR (Instituto Forestal, CL). 2012. Análisis de la degradación forestal en el marco de REDD+. Rojas Y, S Barros eds. Santiago, Chile. INFOR. 141 p.

ITTO (International Tropical Timber Organization, JP). 2002. ITTO Guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests. (ITTO Policy Development Series Nº 13). Consultado 04 mar. 2017. Disponible en https://www.iucn.org/es/content/itto-guidelines-restoration-management-and-rehabilitation-degraded-and-secondary-tropical

ITTO (International Tropical Timber Organization, JP). 2003. Restoring the forests. Introducing the ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests. Consultado 04 mar. 2017. Disponible en http://www.itto.int/direct/%20topics/topics_pdf_download/topics_id=3670000&no=1&disp=inline

Kenefic L, RD Nyland. 2005. Diameter limit cutting and silviculture in Northeastern forests. A primer for landowners, practitioners and policy makers. 18 p. (United States Department of Agriculture Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry, NA–TP–02–05).

Kissinger G, M Herold, V De Sy. 2012. Drivers of deforestation and forest degradation: a synthesis report for REDD+ policymakers. Vancouver, Canada. Lexeme Consulting, Consultado 20 feb. 2017. Disponible en https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/66151/Drivers_of_deforestation_and_forest_degradation.pdf

Lake PS. 2013. Resistance, resilience and restoration. *Ecological Management and Restoration* 14(1): 20–24.

Lamb D, DA Gilmour. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, Gland, What Is Forest Landscape Restoration? IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland. 110 p.

Lamb D, J Stanturf, P Madsen. 2012. What is forest landscape restoration? *In* Stanturf J, D Lamb, P Madsen eds. Forest landscape restoration: Integrating natural and social sciences. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 3–23.

Lanly JP. 2003. Los factores de la deforestación y de la degradación de los bosques. XII Congreso Forestal Mundial. 21–28 de septiembre, Québec, Canadá.

Linder P, L Östlund. 1992. Changes in the boreal forests of Sweden 1870–1991. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86:199–215.

Lund HG. 2009. What Is a Degraded Forest. Forest Information Services. Gainesville, VA, USA. Consultado 20 feb. 2017. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/280921178_What_is_a_degraded_forest

Lund HG. 2014. What is a forest? definitions do make a difference an example from turkey. *Avrasya Terim Dergisi* 2(1):1–8.

Modica G, A Merlino, F Solano, R Mercurio. 2015. An index for the assessment of degraded Mediterranean forest ecosystems. *Forest Systems* 24(3):e037.

Morales-Barquero L, M Skutsch, EJ, Jardel-Peláez, A Ghilardi, C Kleinn, JR Healey. 2014. Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forests* 5(7):1653–1681.

Murdiyarso D, M Skutsch, M Guariguata, M Kanninen, C Luttrell, P Verweij, O Stella. 2008. Measuring and monitoring forest degradation for REDD+: implications of country circumstances. CIFOR Infobriefs. Bogor, Indonesia. Center for International Forest Research. 6 p.

Neira E, R Pedraza. 2012. Degradación: necesidad de definiciones para el análisis de nuestros bosques. *Revista Bosque Nativo* 51:20–24.

Nyland RD. 2006. Rehabilitating cutover stands: some ideas to ponder. *In* Kenefic LS, RD Nyland eds. Proceedings of the conference on diameter-limit cutting in Northeastern forests. US For. Serv. Gen. Tech. Rpt. NE-324. p. 47–51.

Otero L. 1994. Alteración y conservación de los bosques naturales. Santiago, Chile. INFOR. 24 p.

Otero L. 2006. La huella del fuego. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile. Santiago, Chile. Pehuén. 171 p.

Otero L, T Monfil. 1999. Silvicultura de los bosques del tipo forestal Coihue-Raulí -Tepa. *In* Donoso C, A Lara eds. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 245–271.

Peterson G, CR Allen, CS Holling. 1998. Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems* 1(1):6–18.

Putz FE, R Nasi. 2009. Carbon benefits from avoiding and repairing forest degradation. *In* Angelsen A, M Brockhaus, M Kanninen, E Sills, WD Sunderlin, S Wertz-Kanounnikoff eds. Realising REDD+: National strategy and policy options. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. Consultado 20 feb. 2017 Disponible en http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BAngelsen0902.pdf

Putz FE, KH Redford. 2010. The importance of defining "forest": tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica* 42(1):10–20.

Sasaki N, G Asner, W Knorr, PB Durst, HR Priyadi, FE Putz. 2011. Approaches to classifying and restoring degraded tropical forests for the anticipated REDD+ climate change mitigation mechanism. *iForest – Biogeosciences Biogeosciences and Forestry* 4:1–6.

Sasaki N, FE Putz. 2009. Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate change agreements. *Conservation Letters* 2(5):226–232.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, CA). 2001. Review of the status and trends of, and major threats to, the forest biological diversity. AHTEG on Forest Biological Diversity. Montreal, 12–16 November 2001. UNEP/CBD/SBSTTA/7/INF/3. Montreal, Canada. SCBD. 163 p.

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, CA). 2010. Perspectiva mundial sobre la biodiversidad 3. Consultada 20 feb. 2017. Disponible en https://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-es.pdf

Simula M, E Mansur. 2011. Un desafío mundial que reclama una respuesta local. *Unasylva* 62(238):3–7.

Smallidge P, M Greason. 2004. Forestry practices to avoid: just say no to high-grading. *In* Enhancing the stewardship of your forest. Consultado 20 feb. 2017. Disponible en http://www2.dnr.cornell.edu/ext/info/pubs/Stewardshipmanual/Enhancing%20the%20Stewardship%20of%20Your%20Forest%20Manual.pdf

Stanturf JA. 2004. What is forest restoration? *In* Stanturf JA, P Madsen eds. Restoration of boreal and temperate forests. Integrative Studies in Water Management & Land. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA. 600 p.

Stanturf JA, P Madsen. 2002. Restoration concepts for temperate and boreal forests of North America and Western Europe. *Plant Biosystems* 136(2):143–158.

Stanturf JA, BJ Palik, RK Dumroese. 2014a. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331:292–323.

Stanturf JA, BJ Palik, MI Williams, RK Dumroese, P Madsen. 2014b. Forest restoration paradigms. *Journal of Sustainable Forestry* 33:161–194.

Stringer J. 2008. Selective harvesting. Part one: sustainable management or high-grading? *Kentucky Woodlands Magazine* 3(2):1–3.

Thompson ID. 2011. Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva* 62(238):25–30.

Thompson ID, MR Guariguata, K Okabe, C Bahamondez, R Nasi, V Heymell, C Sabogal. 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18(2):20.

Thompson ID, B Mackey, S McNulty, A Mosseler. 2009. Forest resilience, biodiversity, and climate change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Technical Series No. 43. Montreal, Canada. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 67 p.

Thompson ID, K Okabe, JM Tylianakis, P Kumar, EG Brockerhoff, NA Schellhorn, JA Parrotta, R Nasi. 2011. Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goodsand services: translating science into policy. *BioScience* 61(12):972–981.

Unda A, L Otero, A Zurawski. 1990. Evaluación de impactos ambientales del aprovechamiento de bosques naturales por BOMASA S.A. Santiago, Chile. Infor. 64 p.

Van Wilgen BW, DM Richardson, DC Le Maître, C Marais, C Magadlela. 2001. The economic consequences of alien plant invasions: examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environment Development and Sustainability* 3(2):145–168.

Vergara G, J Gayoso. 2004. Efecto de factores físico–sociales sobre la degradación del bosque nativo. *Bosque* 25(1):43–52.

Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, JM Rey-Benayas, PJ Donoso, D Geneletti, RJ Hobbs. 2014. The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere* 5(7):1–17.

10 Variables asociadas a la degradación de bosques de *Nothofagus pumilio* de Patagonia, Argentina

Variables associated with degradation of Nothofagus pumilio forest, Patagonia Argentina

José Omar Bava*, Claudia Pamela Quinteros

"Forest degradation is a silent killer of sustainable development insofar as its consequences are often subtle and become apparent only slowly" (Sasaki y Putz 2009).

Resumen

Un bosque degradado puede definirse como aquel que, por causas humanas, presenta reducida la calidad de estado forestal, respecto a ciertos componentes del ecosistema (estrato vegetal, fauna, suelo, etc.), a sus interacciones y, más generalmente, a su funcionamiento. En los bosques de lenga de Patagonia, diversas actividades antrópicas constituyen causas de degradación de bosques, y muchas veces se asocian a disturbios naturales. En esta región, los principales agentes asociados a la degradación son los incendios y el pastoreo de ganado, junto con el inadecuado uso forestal y la presencia de herbívoros exóticos, entre otros. Considerando la definición de bosque degradado los objetivos de este trabajo son: 1) Identificar los principales agentes que causan degradación en los bosques de lenga, 2) Definir las variables que permitan caracterizar mejor el estado de degradación en bosques de lenga, e 3) Identificar la distribución espacial de los efectos de la degradación. Se presentan resultados de diversos relevamientos realizados en Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego (Argentina). Fueron registradas las evidencias de ganado y otra fauna exótica, incendios, y aprovechamiento forestal. Para caracterizar el nivel de degradación del bosque evaluamos área basal, cobertura de especies herbáceas exóticas, regeneración y suelo desnudo. La distribución espacial de los efectos de la degradación fue analizada a partir de las variables altitud, pendiente y distancia al mallín/pastizal. El ganado y la fauna exótica constituyen los principales agentes de degradación, seguidos por los incendios y el aprovechamiento forestal. La degradación está determinada por la magnitud de cada variable analizada. En los sectores con mayor nivel de degradación se registró mayor cobertura de herbáceas exóticas, que en su mayor expresión forman un tapiz denominado localmente "*empastado*", y de suelo desnudo. Además en los mismos existe menor abundancia y altura dominante de la regeneración natural de lenga. Los bosques con mayor nivel de degradación se registraron a menor altitud, pendiente y distancia a mallines/pastizales donde pastorea el ganado. Finalmente, se proponen necesidades de investigación, y se discuten propuestas para el manejo y la restauración de los diferentes estados de degradación del bosque.

Palabras clave: lenga, impactos antrópicos, ganadería, incendios.

Abstract

A degraded forest is one whose quality has been reduced due to human causes, especially regarding certain ecosystem components (understory, wildlife, soil, etc.), their interactions and, more generally, their functionality. Diverse human activities cause degradation of Patagonian lenga forests, and many times are associated with natural disturbances. In this region, the main agents associated with forest degradation are forest fires and cattle grazing, along with inadequate forest use and the introduction of exotic herbivores, among others. Considering the definition of degraded forest, our objectives are: 1) To identify the main drivers of forest degradation, 2) To define the variables that allow for characterizing degradation level of lenga forests, and 3) To identify the spatial distribution of degradation effects. The results correspond to several surveys carried out in Chubut, Santa Cruz and Tierra del Fuego provinces (Argentina). We registered evidence of cattle and other exotic fauna, fires, and forest harvests. To characterize forest degradation level, we evaluated basal area, cover of exotic herbaceous species, regeneration and bare soil. The spatial distribution of degradation effects was analyzed from the point of view of altitude, slope and distance to wetlands or pastures. Cattle and other exotic wild animals were the main drivers of forest degradation, followed by logging and forest fires. The magnitude of the analyzed variables could be associated with forest degradation. In sectors with higher degradation levels, greater exotic herbaceous cover was recorded, which, in the most severe conditions, forms a sort of "tapestry"

* Autor de correspondencia: jbava@ciefap.org.ar.

(locally called "empastado") and exposes the soil. This reduces the abundance and dominant height of lenga natural regeneration. Forests with higher degradation levels were recorded at lower elevations, slope and distance to meadows/pastures, where cattle graze. Finally, research needs are suggested, and proposals are discussed for the management and restoration of degraded areas.

Key words: lenga, anthropic impacts, cattle, forest fires.

Introducción

Los bosques y su degradación a nivel global

Los bosques constituyen recursos naturales de gran relevancia para la humanidad ya que proveen una amplia gama de servicios ecosistémicos, como la protección del suelo contra la erosión, la regulación del régimen hidrológico, el suministro de agua dulce, la captura y almacenamiento de carbono, la producción de oxígeno y el mantenimiento de la biodiversidad (Lindenmayer y Hobbs 2007, Simula y Mansur 2012). La degradación de los bosques constituye un problema ambiental, social y económico a nivel mundial, particularmente en los países en desarrollo (Lanly 2003). A pesar de constituir un problema relevante resulta difícil de definir y abordar, ya que es objeto de apreciaciones y percepciones diferentes por los distintos actores sociales involucrados (FAO 2011, Simula y Mansur 2012, Thompson *et al.* 2013).

La degradación de los bosques ha tomado una especial importancia en el contexto del cambio climático global. La deforestación y la degradación de los bosques son responsables de aproximadamente un quinto de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI) (Gitay *et al.* 2002). A nivel internacional, la reducción de las emisiones debidas a estos procesos, así como la conservación, la gestión sostenible de los bosques y el aumento de las reservas de carbono forestal son fomentadas por una iniciativa de carácter voluntario. Esta iniciativa, conocida como REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación evitada y el manejo forestal sustentable) fue lanzada en el ámbito de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), con el objetivo de crear incentivos financieros para que los países en desarrollo reduzcan las emisiones de gases de efecto invernadero relacionadas con los bosques.

A nivel mundial los principales agentes de degradación de bosques son el aprovechamiento forestal, seguido de la extracción de leña y producción de carbón, así como los incendios y el pastoreo (Lindenmayer y Hobbs 2007, Hosonuma *et al.* 2012, Kissinger *et al.* 2012). La degradación del bosque ha sido descrita en diversos lugares del mundo utilizando variables como cambios en el dosel arbóreo, en la densidad de árboles presentes en distintos estratos, en la riqueza de plantas (Devi y Behera 2003) o animales, y en el stock de carbono, en relación a una condición considerada de referencia (Thompson *et al.* 2013).

La degradación de los bosques en Patagonia

Las masas boscosas de Patagonia conservan una valiosa biodiversidad, y a pesar de estar expuestas cada vez a mayores impactos antrópicos, aún constituyen una de las últimas reservas de los bosques templados del mundo (Armesto *et al.* 1995, Arroyo *et al.* 1996). Estos bosques, dominados por especies del género *Nothofagus*, se extienden en Argentina entre las provincias de Neuquén y Tierra del Fuego, abarcando una superficie de 2 millones de ha (SAyDS 2005). *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser (lenga) conforma principalmente bosques puros con un elevado valor ecológico, económico y paisajístico (Veblen *et al.* 1996, Martínez Pastur *et al.* 2000, Bava y Rechene 2004). Estos sistemas protegen las nacientes de todas las cuencas de agua dulce de la Patagonia (Bava y Rechene 2004).

La degradación de los bosques de Patagonia se debe a dos agentes principales: el pastoreo de herbívoros exóticos domésticos y silvestres, y los incendios forestales (Veblen *et al.* 1992, De Pietri 1995, Veblen *et al.* 1995, Relva y Veblen 1998, Vázquez 2002, Raffaele *et al.* 2007, Blackhall *et al.* 2008, Bahamondez *et al.* 2009, Raffaele *et al.* 2011). El uso ganadero es una actividad antrópica muy importante (De Pietri 1995, Raffaele *et al.* 2007, Quinteros *et al.* 2012). En

ambientes heterogéneos se ha registrado que el ganado hace un uso más intenso en los bosques de sectores de menor altitud, cercanos a pastizales y humedales (Quinteros *et al.* 2012), y con escasa pendiente, inferior a 30° (von Müller 2010, Seoane 2016). En Tierra del Fuego se ha indicado que el guanaco, un herbívoro nativo, provoca un impacto negativo en la regeneración de los bosques de lenga (Bonino y Fernández 1994, Dodds 1997, Cavieres y Fajardo 2005, Soler Esteban *et al.* 2013, Arias *et al.* 2015).

Por otra parte, los incendios constituyen uno de los disturbios de mayor impacto en los bosques Patagónicos (Veblen *et al.* 1995, Raffaele *et al.* 2011). Los incendios juegan un rol determinante en el tipo de vegetación de la región, dado que marcan el final y el inicio de la sucesión, influyen en el ciclo de los nutrientes y crean mosaicos de bosque (De Pietri 1995). La magnitud de algunos incendios y/o la frecuencia con la que ocurren, hacen que los sistemas forestales puedan ver limitados su desarrollo sostenible, al alterarse de manera irreversible los ciclos de regeneración natural, y al originar procesos erosivos que degraden su potencialidad biológica. Posteriormente a la ocurrencia de un incendio intenso el suelo denudado se hace más estéril, con estructuras pobres y menor infiltración (La Manna y Barroetaveña 2011, Morales *et al.* 2013). La desaparición de la cubierta vegetal provoca, además de pérdida de beneficios directos, la eliminación de la función protectora que ejercía, lo que supone el desencadenamiento de fenómenos torrenciales y de procesos acelerados de erosión, transporte y sedimentación (González de Heredia 2007). Además, las acciones antrópicas que se desarrollen con posterioridad al incendio definirán la recuperación o degradación de las áreas de bosque pos incendio (Blackhall *et al.* 2008). Si bien los bosques de lenga generalmente poseen escasa cobertura vegetal en el sotobosque, la cobertura de hojarasca es alta (Caldentey *et al*. 2001), en tanto que el suelo desnudo, o en un caso más extremo la presencia de signos de erosión, podrían constituir indicadores de degradación del bosque.

La extracción selectiva de árboles para madera, también denominada floreo, era una práctica común en los bosques Patagónicos. Este tipo de aprovechamiento en ocasiones puede conducir a un estado de envejecimiento y baja productividad de los bosques, cuando son cosechados árboles jóvenes y no se garantiza la apertura del dosel necesaria para que se establezca la regeneración natural. En ese caso, permanecen en pie los individuos más viejos, que cierran los claros expandiendo sus copas, y el bosque no se renueva. Por este motivo ha sido reemplazado en los últimos años por prácticas de manejo que intentan imitar la dinámica natural de las especies. Sin embargo, en muchas ocasiones no se realizan las inversiones necesarias en silvicultura; y como resultado, en el caso de manejo de bosques regulares, grandes superficies de bosques jóvenes permanecen sin tratamiento, y en el caso de bosques irregulares la producción de madera de calidad permanece por debajo de la potencialidad del bosque.

Hay diversas variables afectadas por estos agentes de degradación de bosques, que podrían utilizarse como indicadoras de procesos de degradación, cada una de ellas dentro de un rango limitado y con consideraciones específicas. En Patagonia las variables consideradas más relevantes para evaluar la degradación son la presencia de especies exóticas en el sotobosque (De Pietri 1995, Rojas *et al.* 2011), la pérdida de la capacidad productiva, que podría evaluarse como estructura del bosque (Bahamondez *et al.* 2009) y el proceso de regeneración (Bava *et al.* 2006), y la erosión, que está asociada al porcentaje de suelo desnudo.

Considerando que la conservación de la biodiversidad contribuye al mantenimiento de las propiedades y los bienes y servicios derivados del bosque, la invasión de especies herbáceas exóticas que desplaza a algunas nativas, podría constituir un indicador de degradación del bosque. Algunos estudios indican que la combinación del uso ganadero y las aperturas del dosel facilitan en el sotobosque de lenga el incremento de la cobertura de las especies herbáceas exóticas y especialmente de aquellas resistentes al pastoreo. Estas especies foráneas en

el bosque conforman un tapiz (denominado localmente "*empastado*") que afecta negativamente el establecimiento de las plántulas de lenga, y de otras especies características de estos ambientes (Rusch 1987, Quinteros 2014, Quinteros *et al.* 2016), afectando el funcionamiento y la capacidad productiva del bosque.

La pérdida de la capacidad productiva está asociada a la degradación del bosque. En este sentido, la estructura constituye un indicador del estado del bosque. Por ejemplo, el área basal (AB) indica en qué proporción el bosque está usando los recursos disponibles en ese sitio. Para la lenga un valor alto de AB podría indicar un bosque sano, y si es bajo, podría corresponderse con una capacidad productiva disminuida, especialmente en bosques donde predomina la dinámica de claros. Sin embargo, en bosques cuya dinámica de regeneración es a través de la ocurrencia de disturbios masivos (avalanchas, volteos de viento, etc.), es posible tener una escasa AB en un bosque completamente sano desde el punto de vista funcional.

El funcionamiento y la capacidad productiva del bosque dependen del desarrollo del proceso de regeneración. En los bosques de lenga este proceso consiste en formar un banco de plántulas (incluyendo en este concepto a individuos sin cotiledones y lignificados menores a 30 cm de altura) que reaccionan ante los disturbios que ocasiona la apertura del dosel (González *et al.* 2006), desarrollándose y cerrando finalmente dicha apertura. En este sentido, la presencia de daños o la ausencia de ese banco de plántulas pueden ser un signo de degradación. Sin embargo, bosques jóvenes muy cerrados pueden no tenerlo simplemente por falta de luz.

En Argentina, en el marco de la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para la Protección Ambiental de los Bosques Nativos, Nº 26.331 del 2007, reglamentada en 2009, existen herramientas para conservar aquellos bosques que se considere necesario proteger (por contener especies de alto valor para la conservación, por ejemplo) y se encuentran en buen estado de conservación. También para realizar acciones de recuperación de bosques degradados y para evitar la degradación de los mismos a través de adecuadas acciones de manejo. En Chile, con la Ley Nº 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal ocurre algo similar.

Para identificar y monitorear la deforestación existen métodos costo-efectivos, pero para la degradación forestal, aún no hay acuerdo y experiencia suficiente sobre las metodologías más adecuadas, en particular mediante el uso de imágenes satelitales (Sasaki y Putz 2009, Thompson *et al.* 2013, Burivalova *et al.* 2015).

La FAO (2002) define a la degradación forestal como la pérdida de la capacidad de un bosque de producir bienes y servicios. Considerando la propuesta de Lanly (2003), en este trabajo se define bosque degradado como aquel que debido a acciones humanas presenta reducida su calidad, respecto de los elementos del ecosistema (sotobosque, fauna silvestre, suelo, etc.), las interacciones entre esos elementos, y su funcionalidad.

En este contexto, los objetivos de este trabajo son definir: 1) los principales agentes involucrados en el proceso de degradación; 2) las variables que permitan caracterizar el estado de degradación del bosque de lenga; y 3) la distribución espacial de los efectos de la degradación.

Materiales y métodos

Para alcanzar los objetivos mencionados se realizó un relevamiento en la provincia de Santa Cruz y se analizaron resultados de investigaciones desarrolladas en las provincias de Chubut y Tierra del Fuego.

Santa Cruz

La provincia de Santa Cruz fue subdividida en unidades de análisis, considerando las cuencas hídricas y la división política en departamentos (Buenos Aires, Río Chico, Lago Argentino y Güer Aike). Esto concierne a diferenciar zonas que puedan corresponderse a unidades de gestión, que tengan a su vez un sentido ecológico y una coherencia administrativa. En total se definieron siete unidades de análisis (cuadro 10.1, figura 10.1). Para su conformación, en

Cuadro 10.1 Características generales del área de estudio, Superficie cubierta por bosques de lenga. Fuente: Inventario Nacional (SAyDS 2006)

Unidad de estudio	Superficie (ha)	Superficie de Bosque de lenga (ha)	Cuencas hídricas	Vertiente
Los Antiguos	313.519	4.322	Lago Buenos Aires	Pacífico
Río Deseado	724.203	6.772	Río Deseado Río Senguer y Chico	Atlántico
Lago San Martín	1.361.780	133.939	Lago San Martín Lago Pueyrredón – Lago Posadas Lago Salitroso – Río Olnie	Pacífico
Río Chico	1.414.902	11.701	Río Chico y Chalía Lagos Cardiel y Strobel	Atlántico
Lago Argentino	1.731.717	55.009	Río Santa Cruz Hielos continentales	Atlántico
Río Don Guillermo	128.231	2.905	Río Don Guillermo	Pacífico
Río Turbio	536.838	25.078	Río Coyle Río Gallegos	Atlántico
Superficie total de los bosques de lenga		239.726		

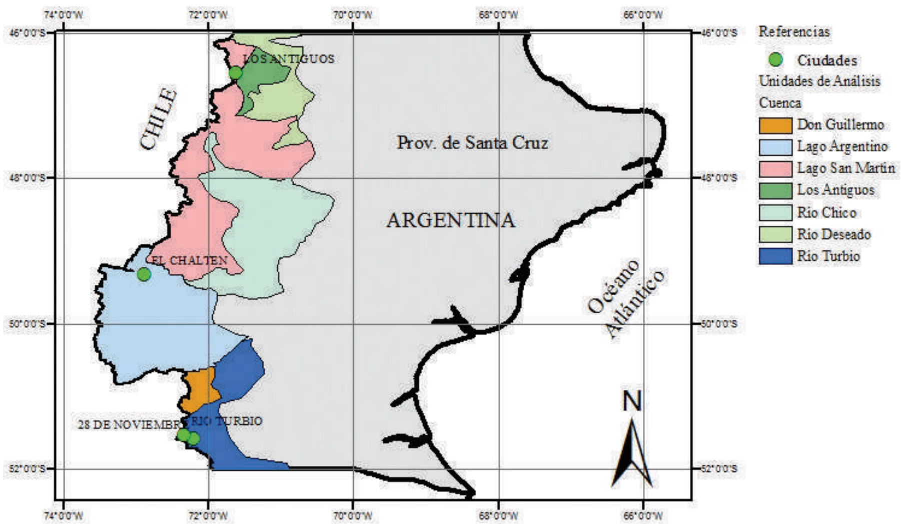


Figura 10.1 Mapa de la Provincia de Santa Cruz y las unidades de análisis: Los Antiguos, Río Deseado, Lago San Martín, Río Chico, Lago Argentino, Río Don Guillermo y Río Turbio.

todos los casos se agruparon las cuencas hídricas de igual vertiente para cada departamento, quedando definidas de esta manera unidades con afinidad hidrográfica y política. El relevamiento realizado abarcó aproximadamente 6 grados de latitud, desde los 46°03′ hasta los 51° 59′.

Diseño de muestreo y variables analizadas

Se ubicaron transectas desde el límite altitudinal inferior del bosque, colindante con pastizales, mallines o estepa, hacia el interior del mismo. En cada transecta establecida dentro del bosque, se instalaron parcelas circulares de 4 m^2 de radio cada una. La primera parcela se ubicó a 100 m del borde, la segunda a 300 m, y después en número variable cada 700 m de distancia. Se instalaron en total 49 transectas, lo que representó una transecta cada 2700 ha de bosque, y 291 parcelas (figura 10.2). En cada parcela se relevaron las siguientes variables por objetivo (cuadro 10.2).

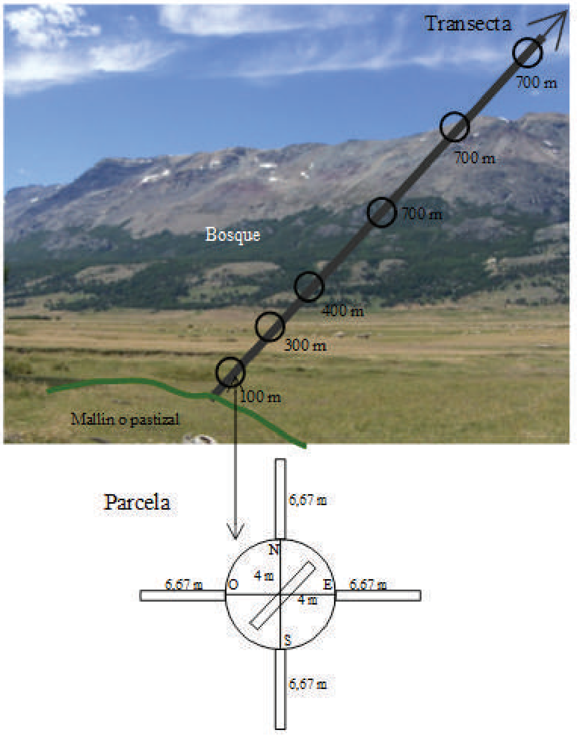


Figura 10.2 Diagrama ilustrativo de las transectas y parcelas establecidas en los sectores de bosque relevados en Santa Cruz.

Cuadro 10.2 Resumen de las variables y técnicas de medición utilizada para abordar cada objetivo.

Objetivo	Variable	Técnica de medición
1-Principales agentes causantes de degradación	Ganado	Se registró presencia/ausencia de heces y/o ramoneo en el punto de muestreo y en cercanías del mismo.
	Fauna exótica silvestre	Se relevó la presencia/ausencia de daños en las plantas o heces de fauna exótica (liebre, jabalí).
	Incendio	Se registró la presencia/ausencia de cicatrices de incendios en el punto de muestreo y en cercanías del mismo.
	Aprovechamiento forestal	Se registró la presencia/ ausencia de tocones, indica extracción de madera.
2-Variables indicadoras del estado de degradación del bosque	Especies exóticas en el sotobosque (empastado)	Se registró la presencia y cobertura de las especies exóticas herbáceas o arbustivas, en las parcelas de 4 m de radio, además en 4 subparcelas de regeneración de 2 m^2 (6,67 m x 0,3 m) (figura 10.2).
	Área Basal	Relevada a través de muestreo angular, con un dendrómetro de Kramer.
	Regeneración natural	Se instaló un conglomerado de 5 subparcelas rectangulares de 2 m^2 (6,67 m x 0,3 m). Cuatro de éstas se ubicaron en cruz en sentido NS y EO, separado su inicio 4 m del punto central. La quinta subparcela se ubicó en el centro, con una dirección NE-SO. En cada una se realizó el conteo de plántulas establecidas, sin cotiledones, lignificadas y hasta 5 cm de DAP, y se identificó el individuo predominante al cual se le evaluó la altura (altura máxima).
	Suelo desnudo	Se estimó el porcentaje de suelo desnudo en cada subparcela de 2 m^2.
3-Distribución espacial de la degradación	Latitud Longitud Altitud sobre el nivel del mar (m)	Relevadas mediante GPS.
	Pendiente Exposición Distancia al borde	Mediante brújula, clinómetro y GPS

Análisis de datos

En primera instancia utilizamos las observaciones registradas a campo y las fotografías de cada parcela para clasificar el bosque según las siguientes categorías: buen estado de conservación, moderadamente degradado y degradado (figura 10.3). Esa clasificación no se efectuó a partir de los datos tomados en la parcela, sino que refleja la impresión del estado del bosque considerando múltiples variables en un contexto, como la estructura general del bosque, el estado de los claros o sitios de baja cobertura, la presencia de sendas de animales, caminos de aprovechamiento forestal, la vegetación predominante, entre otros.

Posteriormente se indagó la relación entre dicha clasificación subjetiva y: (Objetivo 1) las evidencias de agentes causantes de degradación: ganado, fauna exótica, incendio y aprovechamiento forestal, mediante un análisis multivariado de correspondencia; (Objetivo 2) las variables medidas como posibles indicadoras: empastado, área basal, abundancia de plántulas, altura dominante de la regeneración y suelo desnudo, mediante un análisis de varianza multivariado, y (Objetivo 3) las diferentes variables topográficas: altitud sobre el nivel del mar, pendiente, distancia al borde del bosque con el mallín/pastizal, mediante un análisis de varianza multivariado. Ambos análisis de varianza se efectuaron utilizando el algoritmo de Wilks y la prueba de Hotelling ($p<0,05$).

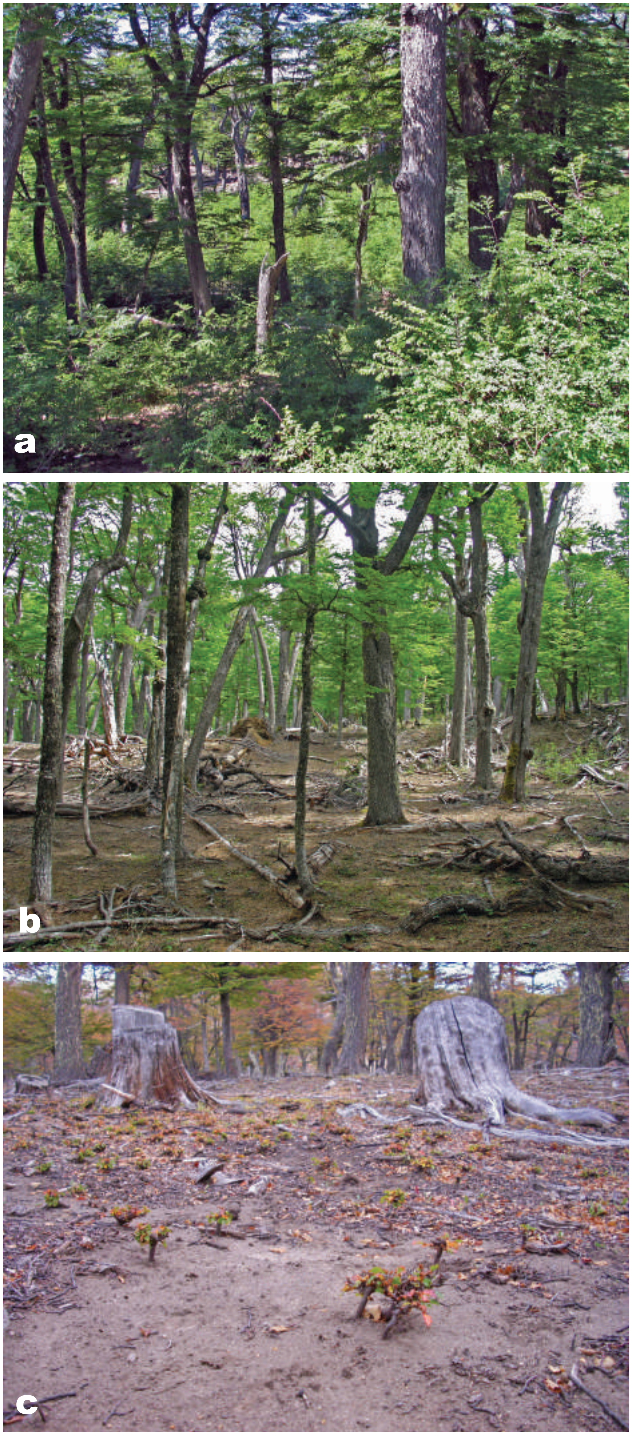


Figura 10.3 Bosques en buen estado de conservación (a, bosque con claros completamente regenerado), moderadamente degradados (b, claros del bosque con escasa cobertura vegetal y sin regeneración) y degradados (c, bosque aprovechados con plántulas intensamente ramoneadas).

Estudios realizados en Chubut

- El estudio 1 se desarrolló en el noroeste de la provincia del Chubut (Argentina), donde se seleccionaron tres sitios que corresponden a sectores de pastoreo de verano de ganado vacuno: Laguna Villarino (LV: 42°38´15,8´´ lat. Sur, 71°31´19,1´´ long. Oeste; 1271 m s.n.m.), Corcovado (Co: 43°23´33,1´´ lat. Sur, 71°14´22,4´´ long. Oeste, 1268 m s.n.m.) y Lago Rosario (LR: 43°19´05,8´´ lat. Sur, 71°19´57,7´´ long. Oeste, 1317 m s.n.m.), todos

conformados por bosques puro de lenga con aprovechamiento forestal de al menos 15 años (floreos: entresacas de los mejores individuos maderables) y mallines colindantes (sectores de alta productividad forrajera donde se concentra el pastoreo de los herbívoros). En cada sitio se instalaron 3 transectas desde el borde del mallín hasta los 320 m dentro del bosque. En cada una de ellas se instalaron 6 parcelas de 10 x 50 m, a 10, 20, 40, 80, 160 y 320 m del borde bosque-mallín. En cada parcela se evaluaron variables indicadoras de presencia de ganado (heces, sendas y compactación de suelo). Además en 20 subparcelas 2 m^2 ubicadas en cada parcela se relevó la composición de especies del sotobosque y el estado de la regeneración (abundancia, frecuencia, e índice de daño por ramoneo adaptado de Veblen *et al.* (1989). Estos datos se obtuvieron de Quinteros (2014).

- En el estudio 2 se relevaron 9 sitios, en cada uno se establecieron bloques de 30 parcelas de 15 m^2 donde se relevó la abundancia de plántulas >0,1 m de altura, y en microparcelas de 2 m^2 de aquellas plantas <0,1 m (Bava y Puig 1992, Puig 1993).
- El estudio 3 se desarrolló en bosques de lenga representativos de las cuencas de la provincia del Chubut en que se evaluó la presencia de plántulas. Este relevamiento se realizó en microparcelas de 2 m^2 instaladas en transectas ubicadas en bosques previamente clasificados (Bava *et al.* 2006).

Estudio realizado en Tierra del Fuego

En una zona ecotonal de la Isla de Tierra del Fuego con presencia de poblaciones naturales de guanaco y excluidas de uso ganadero se seleccionaron tres sitios con vegas rodeadas de bosque: Estancia María Cristina (MC), y Reserva Corazón de la Isla 1 y 2 (R1 y R2). El sitio MC se ubica entre las coordenadas 54° 28´ 21,1´´ lat. Sur y 67° 34´ 21,7´´ long. Oeste, a 192 m s.n.m. El sitio R1 se encuentra a 54° 27´ 18,0´´ lat. Sur y 67° 30´ 32,8´´ long. Oeste a 182 m s.n.m., y el sitio R2 se ubica a 54° 23´ 56,7´´ lat. Sur y 67° 13´ 35,9´´ long a 171 m s.n.m. Oeste. En estos sitios se realizó un relevamiento equivalente al indicado para la provincia del Chubut (estudio 1; estos datos se obtuvieron de Quinteros (2014).

Resultados

Objetivo 1. ¿Cuáles son los principales agentes asociados a la degradación de los bosques de lenga?

Bosques de lenga de Santa Cruz

El Análisis multivariado de correspondencia en los 3 primeros ejes explicó un 64 % de variabilidad de los datos (figura 10.4). La falta de evidencia de todos los agentes considerados como posibles causantes de degradación de bosques mostró asociación positiva con la categoría de bosque en buen estado de conservación. En cambio las categorías de bosque degradado y moderadamente degradado se asociaron principalmente a la presencia de ganado y otra fauna exótica. Las evidencias de aprovechamiento forestal e incendios también presentaron asociación positiva con los sectores degradados aunque en menor medida (figura 10.4, cuadro 10.3).

Objetivo 2. ¿Qué variables permiten caracterizar el estado de los bosques de lenga?

Bosques de lenga de Santa Cruz

El análisis de varianza multivariado indicó que la categorización del bosque en buen estado, moderadamente degradado y degradado mostró diferencias significativas en las variables evaluadas ($F=17,61$, $p< 0,0001$), con lo cual podrían considerarse indicadoras del estado del bosque. En los sectores del bosque clasificados como degradados se registró mayor cobertura de empastado (≈40 %), y de suelo desnudo (≈10 %) y valores más bajos de área basal, abundancia de plántulas y altura dominante de la regeneración (30 m^2/ha, < 1 plántula/m^2 y < 0,15 m, respectivamente). El bosque en buen estado mostró valores más altos de área basal, densidad de la regeneración, altura dominante de las plántulas y menores valores de cobertura de especies herbáceas exóticas y de suelo desnudo (cuadro 10.4).

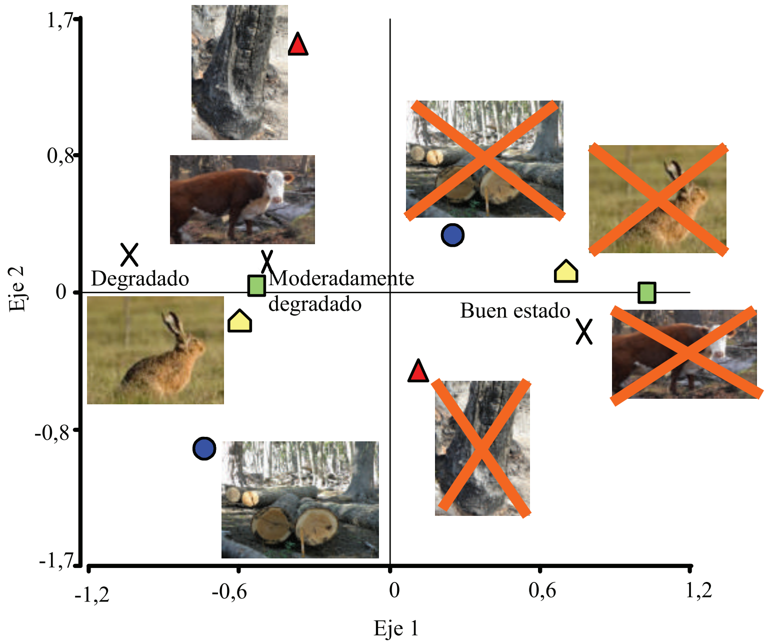


Figura 10.4 Biplot construido con los primeros 2 ejes resultantes del Análisis de Correspondencia. Las variables categóricas utilizadas fueron la categoría de estado del bosque previamente definida (buen estado, moderadamente degradado, degradado). La presencia/ausencia de los agentes de degradación: incendio (triángulo), aprovechamiento forestal (círculo), fauna exótica (pentágono) y ganado (cuadrado). Al primer eje se asocian positivamente el buen estado del bosque y la ausencia de todos los agentes, especialmente ganado y fauna exótica. A este eje se asocian negativamente el estado degradado y moderadamente degradado del bosque con la presencia de indicios de fauna exótica, ganado y aprovechamiento forestal. Las evidencias de incendios no mostraron una asociación clara con la categorización realizada del bosque.

Cuadro 10.3 Porcentaje de parcelas sin evidencia de los diferentes agentes causantes de degradación correspondiente a cada categoría del estado del bosque. * Indica la suma de las parcelas moderadamente degradadas y degradadas.

Agente	Buen estado	Algún grado de degradación*
Ganado	73,5	26,5
Fauna exótica	68,4	31,7
Incendio	55,1	45
Aprovechamiento forestal	55,5	44,5

Bosques de lenga de Chubut

El estudio 1, a escala predial, registró que la mayor intensidad de uso por parte del ganado (correspondiente a los sectores boscosos más cercanos a los mallines) genera cambios en el sotobosque. Estas modificaciones implican disminución de la cobertura de la comunidad de plantas nativas, en pos del incremento de la cobertura de especies herbáceas exóticas (figura 10.5). Además en estos sectores altamente utilizados existen valores de frecuencia

Cuadro 10.4 Promedio de las variables asociadas a la degradación y significancia de las diferencias según Análisis de Varianza Mutivariado. Letras distintas indican diferencias significativas entre categorías del estado del bosque según la Prueba Hotelling (p<0,05).

Estado del bosque	Empastado (%)	Área basal	Abundancia de regeneración (n/m^2)	Altura dominante de la regeneración (cm)	Suelo desnudo (%)	
Buen estado	4,8	46,3	8,2	74,1	2,7	A
Moderadamente degradado	15,9	36,1	2,1	27,5	6,1	B
Degradado	43,5	30,3	0,8	10,3	10,5	C

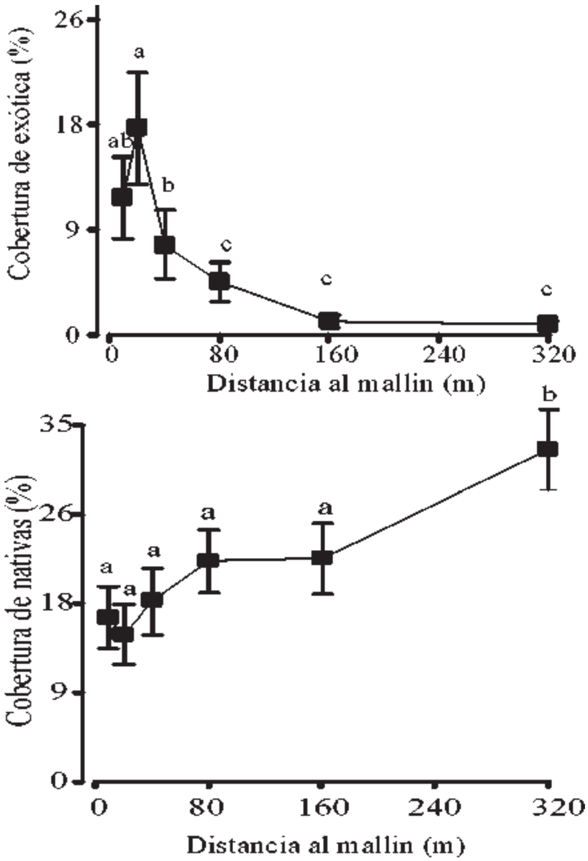


Figura 10.5 Promedio y error estándar de la cobertura de especies nativas y exóticas en el sotobosque de lenga en relación con la distancia al mallín (en los sectores más cercanos, hasta 80 m, se registró un intenso uso ganadero) en tres sitios de Chubut (Quinteros *et al*. 2012).

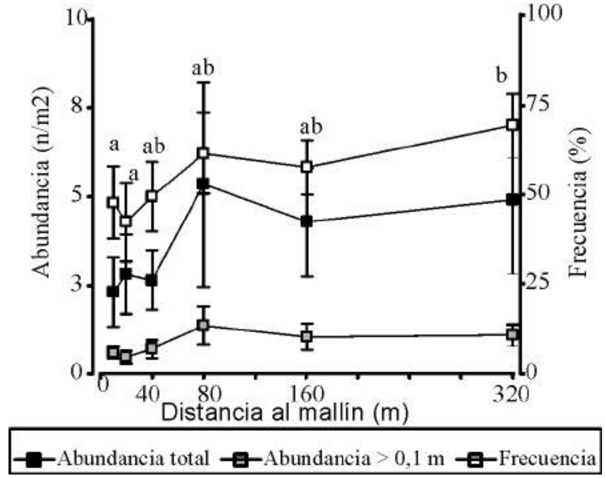


Figura 10.6 Promedio y error estandar de las variables de regeneracion evaluadas (densidad total y de plántulas mayores a 0,1 m de altura, y frecuencia de regeneración lignificada) en relación con la distancia al mallín (en los sectores más cercanos, hasta 80 m, se registró un uso ganadero más intenso) en tres sitios de Chubut (Quinteros 2014).

de plántulas significativamente menores (p <0,0001; figura 10.6), y una tendencia no significativa a menores valores de abundancia tanto de plantas menores a 0,1 m de altura como del total de plántulas registrados.

En este relevamiento de 1080 subparcelas evaluadas, la altura del estrato de regeneración dominante fue menor a 0,1 m en 155 subparcelas, entre 0,1 y 0,5 m en 211 subparcelas, entre 0,5 y 2 m en 135 subparcelas y mayores a 2 m en 85 subparcelas, en tanto que en 494 subparcelas (47 %) no se registraron plántulas. En cuanto al Índice de ramoneo, se registraron daños intensos en aquellas plántulas mayores a 0,1 m de altura, en tanto que plántulas más pequeñas generalmente mostraron un indice de ramoneo nulo (figura 10.7).

En el estudio 2 en los relevamientos de abundancia de plántulas según dos categorías de altura: 1 (<0,1 m) y 2 (entre 0,1 y 0,5 m) se registró que en los sitios que evidenciaron presencia de ganado la abundancia de plántulas de categoría 1 fue de 25.000 plantas/ha y de categoría 2 de 2.500 plantas/ha. En cambio se registraron abundancias superiores de estas en los sitios que no presentaron uso ganadero 75.000 y 17.500, en las categorías 1 y 2, respectivamente (Bava y Puig 1992, Puig 1993).

En el estudio 3 se registró una frecuencia de regeneración menor a 60 % en aquellas áreas con mayor intensidad de uso por parte del ganado vacuno. En cambio en los sectores boscosos con escasa presencia de ganado la regeneración fue mayor a dicho valor. Si consideramos que aquellos bosques con una frecuencia de plántulas menor a 60 % se encuentran degradados, un 22,6% (22.658 ha) de los bosques de la provincia del Chubut presentaron esta condición. De la superficie de bosque catalogado como degradado, la mitad (10,6 %) corresponde a bosque vírgen y el resto a bosques con algún tipo de aprovechamiento forestal.

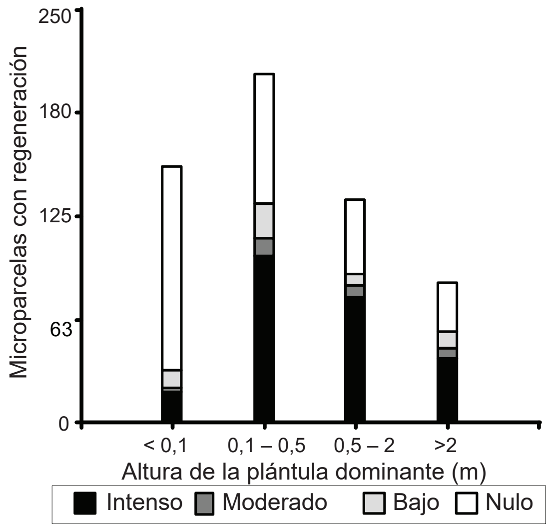


Figura 10.7 Número de microparcelas con presencia de regeneración (n=560) por categoría de altura de la plántulas dominante (<0,1 m, 0,1 – 0,5 m, 0,5-2 m, >2 m) según niveles de ramoneo (Nulo, Bajo, Moderado, Intenso) en los sitios de Chubut con ganado vacuno.

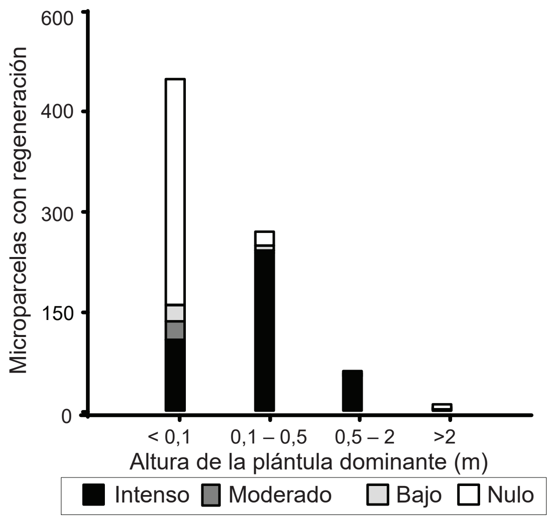


Figura 10.8 Número de microparcelas con presencia de regeneración (n=844) por categoría de altura de la plántula dominante (<0,1 m, 0,1 – 0,5 m, 0,5-2 m, >2 m) según niveles de ramoneo, en los sitios de Tierra del Fuego con presencia de guanaco.

Bosques de lenga de Tierra del Fuego

Ante una mayor intensidad de uso por parte del guanaco (indicada por mayor abundancia de heces) no se registró afectación en la abundancia ni en la frecuencia de regeneración de lenga. Sin embargo, en 1040 microparcelas evaluadas en los tres sitios de Tierra del Fuego, la altura de dominante de la regeneración fue menor a 0,1 m en 499 microparcelas, de 0,1 a 0,5 m en 271, de 0,5 a 2 m en 62 y > a 2 m fue la altura dominante en 12 microparcelas. En 196 microparcelas (19 %) no se registraron plántulas. El Daño por ramoneo fue intenso en más del 80 % de las plántulas dominantes mayores a 0,1 m (figura 10.8).

Objetivo 3. ¿Es posible definir un patrón espacial de los efectos de la degradación?

Bosques de lenga de Santa Cruz

Las exposiciones más frecuentes en el área de estudio fueron Este y Sur y el 67 % de las parcelas evaluadas se instalaron en estas exposiciones. No se registró asociación entre el estado de degradación definido y la exposición predominante del sector estudiado.

Se detectaron diferencias significativas entre las categorías de degradación del bosque (p<0.009) y las variables topográficas: pendiente, altitud y distancia a los mallines y pastizales (cuadro 10.5). Los sectores del bosque ubicados a mayor pendiente (cercanas a 25°), sobre los 600 m s.n.m. y más alejados del límite inferior del bosque (cercanas a 1300 m), se encuentran en mejor estado de conservación (cuadro 10.5).

Cuadro 10.5 Promedio de las variables topográficas asociadas a la degradación y significancia de las diferencias según Análisis de Varianza Mutivariado. Letras distintas indican diferencias significativas entre categorías del estado del bosque según la Prueba Hotelling (p<0,05).

Estado del bosque	Pendiente (°)	Altitud (m s.n.m.)	Distancia al mallín (m)	
Buen estado	24.3	654	1317	A
Moderadamente degradado	19.8	600	862	B
Degradado	17.4	588	655	B

Discusión

Objetivo 1. ¿Cuáles son los principales agentes asociados a la degradación de los bosques de lenga?

La degradación del bosque es un proceso que podría resumirse como una pérdida de las características estructurales y funcionales del ecosistema boscoso en relación con un estado de referencia, como resultado principalmente de acciones humanas. En este sentido definir un bosque degradado conlleva un proceso complejo y en cierta medida subjetivo, ya que la funcionalidad de un ecosistema implica el análisis de diversas variables, en múltiples escalas espacio-temporales, y depende del factor causante, de los bienes y servicios de interés, de los objetivos de gestión y del rango histórico de variabilidad natural de los ecosistemas (Lindenmayer y Hobbs 2007, Thompson *et al.* 2013).

Los agentes que causan degradación a nivel global son el aprovechamiento de madera no planificado, los grandes incendios y el ganado doméstico (Lindenmayer y Hobbs 2007, Hosonuma *et al.* 2012, Thompson *et al.* 2013). Argentina y Chile han reportado el pastoreo y el aprovechamiento forestal ilegal o excesivo como los dos agentes más importantes, seguidos de los incendios (Simula 2009). En la región Patagónica, tanto de Argentina como de Chile, se ha mencionado que los principales agentes de origen antrópico que provocan la degradación del bosque son el ganado doméstico (Raffaele *et al.* 2007, Blackhall *et al.* 2008, Rojas *et al.* 2011, Quinteros *et al.* 2012, Zamorano-Elgueta *et al.* 2012) y la fauna exótica silvestre (Veblen *et al.* 1989, Relva y Veblen 1998). En correspondencia con los antecedentes existentes, nuestros resultados indican que la presencia actual y del pasado reciente de herbivoría de ganado y fauna exótica constituyen los disturbios más relevantes como factor de degradación de los bosques de lenga de Santa Cruz, y en menor medida los incendios y el aprovechamiento forestal.

Objetivo 2. ¿Qué variables nos permiten caracterizar el estado de los bosques de lenga?

Considerando lo complejo que resulta definir y distinguir en el terreno diferentes niveles de degradación del bosque, así como su posterior monitoreo (Thompson *et al.* 2013), la caracterización subjetiva de los mismos resultó útil ya que abarca la observación de variables del campo en un contexto complejo, que responde a variaciones espacio-temporales y a una combinación de factores.

Thompson *et al.* (2013) proponen analizar la degradación a partir de cinco criterios: productividad, biodiversidad, disturbios inusuales, función de protección y almacenamiento de carbono. La relación significativa que registramos entre nuestra clasificación subjetiva inicial y los datos medidos, nos permite proponer algunas variables como posibles indicadoras del estado de los bosques de lenga. Parcialmente, dichas variables se relacionan con los criterios antes mencionados: la cobertura de especies herbáceas exóticas (biodiversidad y disturbios inusuales), el área basal (productividad y almacenamiento de CO_2), y el suelo desnudo (función de protección). Además, un criterio relevante para definir la funcionalidad de los bosques de lenga es la regeneración natural, y en ese sentido dos variables esenciales que aquí se evaluaron, y resultan indicadoras del estado de los bosques de lenga son la abundancia de plántulas y la altura dominante de la regeneración.

La biodiversidad provee funciones ecosistémicas esenciales, y la pérdida de la misma afecta diversos procesos y la producción de bienes y servicios (Thompson *et al.* 2013). El incremento de la cobertura de especies exóticas en el sotobosque constituye una amenaza para la biodiversidad de plantas propias del bosque. Esta modificación se asocia principalmente al pastoreo y pisoteo del ganado, como muestran nuestros resultados de Chubut. La mayoría de las hierbas que ingresan al bosque son tolerantes al pastoreo, de manera que si este disturbio

se prolonga en el tiempo, las mismas comienzan a dominar en la cobertura y desplazan a las especies nativas. Esto conduce a la formación de empastados, es decir sectores abiertos del bosque dominados por un tapiz herbáceo especialmente de plantas exóticas (Quinteros *et al.* 2016).

El área basal es una de las variables que permite evaluar la productividad (Bahamondez *et al.* 2009, Thompson *et al.* 2013, Bahamondez y Thompson 2016). La misma es muy utilizada para el monitoreo, porque se relaciona con la cobertura del vuelo, variable cuya estimación es factible mediante el uso de sensores remotos. Loguercio (2011) propone utilizar la carta de stock (Gingrich 1969) como herramienta para caracterizar degradación en bosques de lenga, presentando como límite inferior para definir degradación valores de AB de entre 28 y 37 m^2/ha aproximadamente, en función del diámetro medio. Coincidiendo con esto, los valores de área basal de las parcelas clasificadas como degradadas o moderadamente degradas en Santa Cruz se encuentran por debajo de estos valores.

La lenga es una especie cuya estrategia para regenerar consiste en formar un banco de plántulas (Veblen *et al.* 1996, González *et al.* 2006). En este sentido, las características del mismo pueden indicar alteraciones en el proceso. Los daños en el banco de plántulas se deben especialmente al ramoneo de los grandes herbívoros (Veblen *et al.* 1995, Blackhall *et al.* 2008). La abundancia de plántulas lignificadas en bosques clasificados como en buen estado es comparable con resultados de otros trabajos (López Bernal *et al.* 2003). En cambio, la abundancia en ambientes degradados es de 0,9 plantas/m^2, sensiblemente menor a los valores mencionados de referencia. La frecuencia de regeneración es menor en ambientes degradados. Esto podría deberse a la conducta alimenticia del ganado vacuno, que envuelve con la lengua el bocado de forraje y tironea (Van Soest 1996), eliminando las plantas pequeñas. Esta variable es usada en Chubut para identificar bosques degradados en los que no se permitiría el aprovechamiento forestal (Roveta 2004, CIEFAP 2012). Ambas variables no funcionarían como indicadoras de degradación si el agente fuera el guanaco. Este ungulado no arranca las plántulas, sino que las ramonea a una altura de entre 0,1 y 0,5 m. De esta manera, en lugares donde la abundancia y la frecuencia son comparables a las de bosques en buen estado, es el daño por ramoneo la variable que permitiría evaluar el estado del proceso de regeneración.

Los bosques de lenga según su distribución pueden mostrar variación en la cobertura de la vegetación del sotobosque, con mayores valores en el norte de su distribución (Damascos y Rapoport 2002) y menores en el sur (Gallo *et al.* 2013). Sin embargo en todos los casos estos bosques se caracterizan por una elevada cobertura de hojarasca (Caldentey *et al.* 2001). La presencia de suelo desnudo, que puede asociarse a procesos de erosión, no es frecuente en estos ecosistemas, tal como fue encontrado en Santa Cruz. En este sentido, la presencia de suelo desnudo indicaría un estado avanzado de degradación del bosque, en el que ya otras variables habrían sido modificadas (Seoane 2016).

Objetivo 3. ¿Es posible definir un patrón espacial de los efectos de la degradación?

Al relacionar la clasificación del estado del bosque con las variables ambientales que puedan ayudar a cartografiar la degradación, encontramos que aquellos bosques en buen estado se encuentran a mayor distancia del borde, mayor pendiente y altitud topográfica. Por otro lado, los sectores categorizados con algún nivel de degradación se concentran a menor distancia del borde del bosque, y a una menor pendiente y altitud topográfica. Nuevamente, las evidencias de degradación y su distribución se vinculan al uso ganadero. El ganado que utiliza recursos del bosque (protección ante los cambios térmicos, sectores de descanso, forraje, etc.) lo hace en los sectores cercanos a las principales fuentes de forraje que son los mallines y pastizales. Considerando que

el ganado es uno de los principales agentes causantes de degradación de estos bosques, estos resultados coinciden con lo detectado a pequeña escala analizando la intensidad de uso hasta 320 m de la distancia a los mallines (Quinteros *et al.* 2012). En otros sectores montañosos (sierras de Córdoba) se ha indicado que pendientes cercanas a 30° serían limitantes para el acceso del ganado (von Müller 2010). Por otro lado, Seoane (2016) en la zona del Parque Nacional Nahuel Huapi (Río Negro, Argentina) registró un patrón similar, donde el ganado doméstico utilizó especialmente los sectores del bosque con pendiente <30°. En cambio, el mismo autor no evidenció relación entre el uso de espacio por parte del ganado y la exposición predominante del bosque (Seoane, 2016).

Conclusiones y recomendaciones

Objetivo 1

Los agentes analizados coinciden con la literatura pero su importancia difiere de los trabajos en otros países del mundo. Agentes que resultan relevantes a nivel internacional no coinciden exactamente con lo evidenciado en los bosques de lenga. Por ejemplo, la extracción no planificada de árboles para madera o leña citada como uno de los principales agentes causantes de degradación (Hosonuma *et al.* 2012, Thompson *et al.* 2013), no resultó de gran relevancia en los bosques de lenga. Todos los agentes analizados causan degradación, sin embargo el ganado doméstico y la fauna exótica fueron los más relevantes.

La presencia y manejo del ganado debe ser considerado en los planes de manejo de los predios, ya que los efectos detectados en las variables medidas se corresponden principalmente con este agente. En Tierra del Fuego, es necesario incrementar el estudio de la distribución geográfica de los efectos del guanaco. De acuerdo con los agentes registrados es importante incrementar el conocimiento acerca de la fauna exótica en los bosques. Si bien existen trabajos que evalúan la acción del ciervo (Relva *et al.* 2010, Barrios-Garcia *et al.* 2012), falta información sobre los impactos, patrones de uso del espacio y dieta de la liebre en el bosque de lenga.

Objetivo 2

En Chubut y Santa Cruz la cobertura de especies herbáceas exóticas resultó una variable que podría ajustarse como un indicador. Esta variable estaría asociada a la pérdida de biodiversidad en el sotobosque y de la funcionalidad del bosque ya que podría afectar el establecimiento natural de la regeneración. Es importante avanzar en el estudio de aspectos de la funcionalidad que pueden verse modificados a partir de los cambios taxonómicos descriptos en el sotobosque, específicamente en referencia al empastado. En Santa Cruz, el área basal y el porcentaje de suelo desnudo también resultaron variables relevantes para caracterizar el bosque.

En Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego la regeneración constituye una importante variable indicadora del estado del bosque. Para su uso como indicadora, debería contemplarse la frecuencia y abundancia en relación con la altura de la plántula dominante de la regeneración, así como el estado de ramoneo de la misma.

Objetivo 3

Es posible describir un patrón de degradación según el cual los bosques en mejor estado de conservación son aquellos más alejados del límite inferior del bosque, donde se encuentran mallines/pasturas/estepa; es decir, aquellos ubicados a mayor altitud y bajo condiciones de pendientes más pronunciadas. Este trabajo, una vez validado a lo largo de la distribución de los bosques de lenga, permitiría dar los primeros pasos en una cartografía que indique el riesgo de que se esté produciendo un proceso de degradación en estos sistemas boscosos. Las zonas de mayor riesgo deben considerarse para el análisis de los planes de manejo de la ley de bosque nativo.

Agradecimientos

Agradecemos al personal del Consejo Agrario Provincial de la provincia de Santa Cruz, en especial

a Luis Salazar, promotor de los trabajos realizados en Santa Cruz. También al numeroso grupo de personas que colaboraron en el trabajo de campo y de gabinete. A Florencia Urretavizcaya por la revisión del manuscrito.

Las actividades fueron financiadas a través de un proyecto de la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de protección ambiental de los bosques nativos, de un proyecto PICTO de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, del CONICET y del Consejo Federal de Inversiones.

Referencias

Arias N, M S Feijóo, C P Quinteros, J O Bava. 2015. Composición botánica de la dieta del guanaco (*Lama guanicoe*) en la Reserva Corazón de la Isla, Tierra del Fuego (Argentina): utilización estacional de *Nothofagus* spp. *Bosque (Valdivia)*, 36: 71–79.

Armesto J J, C Villagrán, M K Arroyo. 1995. Ecología de los bosques nativos de Chile. In: --Universitaria E, ed. Santiago, Chile. 470.

Arroyo M T K, M Riveros, A Peñaloza, L Cavieres, A M Faggi. 1996. Phytogeographic relationships and regional richness patterns of the cool temperate rainforest flora of southern South America.In: High-Latitude Rainforests and Associated Ecosystems of the West Coast of the Americas--Lawford RG, Alaback PB, Fuentes E, eds New York. 134–172.

Bahamondez C, M Martin, S Müller-Using, Y Rojas, G Vergara. 2009. Case Studies on Measuring and Assessing Forest Degradation. An Operational Approach to Forest Degradation *Forest Resources Assessment Programme*, Working Paper 158

Bahamondez C, I D Thompson. 2016. Determining forest degradation, ecosystem state and resilience using a standard stand stocking measurement diagram: theory into practice. *Forestry*, 0: 1–11.

Barrios-Garcia M N, M A Relva, T Kitzberger. 2012. Patterns of use and damage by exotic deer on native plant communities in northwestern Patagonia. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 137–146.

Bava J O, J D Lencinas, A Haag. 2006. Determinación de la materia prima disponible para proyectos de inversión forestal en la provincia del Chubut. In: Informe Final: Consejo Federal de Inversiones. 117.

Bava J O, C J Puig. 1992. Regeneración natural de lenga. Análisis de algunos factores involucrados. In: Actas del Seminario de Manejo forestal de la lenga y aspectos ecológicos relacionados Esquel, Chubut, Argentina: CIEFAP. 85–110.

Bava J O, D C Rechene. 2004. Dinámica de la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser) como base para la aplicación de sistemas silvícolas. In: Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina-Arturi MF, Frangi JL, Goya JF, eds La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. 1–22.

Blackhall M, E Raffaele, T T Veblen. 2008. Cattle affect early post-fire regeneration in a *Nothofagus dombeyi-Austrocedrus chilensis* mixed forest in northern Patagonia, Argentina. *Biological Conservation*, 141: 2251–2261.

Bonino N, E Fernández. 1994. Distribución general y abundancia de guanacos (*Lama guanicoe*) en diferentes ambientes de Tierra del Fuego, Argentina. *Ecología Austral*, 4: 79–85.

Burivalova Z, M R Bauert, S Hassold, N T Fatroandrianjafinonjasolomiovazo, L P Koh. 2015. Relevance of Global Forest Change Data Set to Local Conservation: Case Study of Forest Degradation in Masoala National Park, Madagascar. *Biotropica*, 47: 267–274.

Caldentey J, M Ibarra, J Hernández. 2001. Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management*, 148: 145–157.

Cavieres L A, A Fajardo. 2005. Browsing by guanaco (*Lama guanicoe*) on *Nothofagus pumilio* forest gaps in Tierra del Fuego, Chile. *Forest Ecology and Management*, 204: 237–248.

CIEFAP-Centro de Investigacion y Extension Forestal Andino Patagónicos. 2012. Taller sobre Bosque Degradado. Esquel.

Damascos M A, E H Rapoport. 2002. Diferencias en la flora herbácea y arbustiva entre claros y áreas bajo dosel en un bosque de *Nothofagus pumilio* en Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75: 465–472.

De Pietri D. 1995. The spatial configuration of vegetation as an indicator of landscape degradation due to livestock enterprises in Argentina. *Journal of Applied Ecology*, 32: 857–865.

Devi U, N Behera. 2003. Assesment of plant diversity in response to forest degradation in a tropical cry deciduous forest of eastern Ghats in Osissa. *Journal of Tropical Forest Science*, 15: 147–163.

Dodds H. 1997. Efecto del ramoneo de guanacos (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Rusfin, Tierra del fuego. In: Universidad de Chile. 58.

FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2002. Proceedings: Second Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions for Use by

various Stakeholders. Rome.

FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2011. Assessing Forest degradation. Towards the development of globally applicable guidelines. In: Rome: Forest Resource Assessment Working paper. 177.

Gallo E A, M V Lencinas, G J Martinez-Pastur. 2013. Site quality influence over understory plant diversity in old-growth and harvested *Nothofagus pumilio* forests. *Forest Systems*, 22: 25–38.

Gingrich S F. 1969. Measuring and evaluating stocking and stand density in upland hardwood forests in the Central States. *Forest Science*, 13: 38–53.

Gitay H, A Suarez, R Watson, D J Dokken. 2002. Climate Change and Biodiversity. Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC.

González de Heredia C. 2007. Restauración de zonas quemadas. Presented at the 4° Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales Sevilla, España.

González M E, C Donoso Z., P Ovalle, G Martínez Pastur. 2006. *Nothofagus pumilio* (Poep. et End) Krasser. Lenga, roble blanco, leñar, roble de Tierra del Fuego.In: Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología--Donoso Z. C, ed. Santiago, Chile. 486–500.

Hosonuma N, M Herold, V De Sy, R De Fries, M Brockhaus, L Verchot, A Angelsen, E Romijn. 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7: 044009.

Kissinger G, M Herold, V de Sy. 2012. Drivers of Deforestation and Forest Degradation. A Synthesis Report for REDD+ Policymakers.

La Manna L, C Barroetaveña. 2011. Propiedades químicas del suelo en bosques de *Nothofagus antarctica* y *Austrocedrus chilensis* afectados por fuego. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo.*, 43: 41–55.

Lanly J P. 2003. Deforestation and forest degradation factors. Presented at the XII World Forestry Congress Québec, Canada.

Lindenmayer D B, R J Hobbs. 2007. Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles. In: Blackwell Publishing Ltd. 608.

Loguercio G A, J Molina, D Mohr Bell. 2011. Carta de stock de lenga en Nordpatagonia para clasificar bosques degradados por cortas selectivas. Presented at the Ecoclima 2011, "Bosques, Sociedad y Cambio climático" Valdivia, Chile.

López Bernal P M, J O Bava, S H Antequera. 2003. Regeneración en un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) *Krasser*) sometido a un manejo de selección en grupos. *Bosque*, 24: 13–21.

Martínez Pastur G, J M Cellini, P L Peri, R F Vukasovic, M C Fernández. 2000. Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). *Forest Ecology and Management*, 134: 153–162.

Morales D, C M Rostagno, L La Manna. 2013. Runoff and erosion from volcanic soils affected by fire: the case of Austrocedrus chilensis forests in Patagonia, Argentina. *Plant and Soil*, 370: 367–380.

Puig C J. 1993. Efecto de distintos grados de cobertura, el pastoreo y la liebre sobre la densidad, distribución y calidad de la regeneración natural de la lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) en la provincia del Chubut. In: Esquel, Argentina: Universidad Nacional de la Patagonia. 78.

Quinteros C, P López Bernal, M Gobbi, J Bava. 2012. Distance to flood meadows as a predictor of use of *Nothofagus pumilio* forest by livestock and resulting impact, in Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems*, 84: 261–272.

Quinteros C P. 2014. Grandes herbívoros en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*): uso espacio-temporal de los recursos y sus efectos sobre la regeneración y el sotobosque. In: Bariloche: Universidad Nacional del Comahue. 172.

Quinteros C P, J O Bava, P M López Bernal, M E Gobbi, G E Defossé. 2016. Competition effects of grazing-modified herbaceous vegetation on growth, survival and water relations of lenga (Nothofagus pumilio) seedlings in a temperate forest of Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems*, 1–15.

Raffaele E, T Kitzberger, T Veblen. 2007. Interactive effects of introduced herbivores and post-flowering die-off of bamboos in Patagonian Nothofagus forests. *Journal of Vegetation Science*, 18: 371–378.

Raffaele E, T T Veblen, M Blackhall, N Tercero-Bucardo. 2011. Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 22: 59–71.

Relva M A, M A Nuñez, D Simberloff. 2010. Introduced deer reduce native plant cover and facilitate invasion of non-native tree species: evidence for invasional meltdown. *Biological Invasions*, 12: 303–311.

Relva M A, T T Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 108: 27–40.

Rojas I, P Becerra, N Gálvez, J Laker, C Bonacic, A Hester.

2011. Relationship between fragmentation, degradation and native and exotic species richness in an Andean temperate forest of Chile. *Gayana Botánica*, 68: 163–175.

Roveta R. 2004. Propuesta para mejorar el sistema de evaluación y fiscalización de planes de manejo en bosqes de lenga de Chubut a partir de criterios e Indicadores de sustentabilidad. In: Tesis Ing. Ftal. UNPSJB. 166.

Rusch V. 1987. Estudio sobre la regeneración de la lenga en la Cuenca del Río Manso Superior, Río Negro. In: Buenos Aires: Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

Sasaki N, F E Putz. 2009. Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate change agreements. *Conservation Letters*, 2: 226–232.

SAyDS. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. In: Buenos Aires: Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 116.

SAyDS. 2006. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe regional bosque andino-patagónico. In: Argentina: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 104.

Seoane N F. 2016. Patrones de actividad y uso de hábitat de vacunos en el bosque andino patagónico (Valle del Llodconto, área Mascardi del Parque Nacional Nahuel Huapí). In: Bariloche: Universidad Nacional del Comahue. Centro Regional Universitario Bariloche. 199.

Simula M. 2009. Towards defining forest degradation: Comparative analysis of existing definitions. Rome.

Simula M, E Mansur. 2012. Un desafío mundial que reclama una respuesta local. *Unasylva: revista internacional de silvicultura e industrias forestales*, 62: 3–7.

Soler Esteban R, G Martínez Pastur, M Lencinas, L Borrelli. 2013. Seasonal diet of *Lama guanicoe* (Camelidae: Artiodactyla) in a heterogeneous landscape of South Patagonia. *Bosque (Valdivia)*, 34: 129–141.

Thompson I D, M R Guariguata, K Okabe, C Bahamondez, N Robert, V Heymell, C Sabogal. 2013. An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. *Ecology and Society*, 18: 20.

Van Soest P J. 1996. Allometry and Ecology of Feeding Behavior and Digestive Capacity in Herbivores: A Review. *Zoo Biology*, 15: 455–479.

Vázquez D P. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions*, 4: 175–191.

Veblen T T, C Donoso Z., T Kitzberger, A J Rebertus. 1996. Ecology of southern chilean and argentinian *Nothofagus* forests.In: The ecology and biogeography of *Nothofagus* forests--Veblen TT, Hill RS, Read J, eds London: Yale University Press. 293–353.

Veblen T T, T Kitzberger, B R Burns, A J Rebertus. 1995. Perturbaciones y dinámica de regeneración en bosques andinos del sur de Chile y Argentina.In: Ecología de los bosques nativos de Chile--Armesto JJ, Villagrán C, K. AM, eds Chile: Editorial Universitaria. 169–198.

Veblen T T, M Mermoz, C Martin, T Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi Natinal Park, Argentina. *Conservation Biology*, 6: 71–83.

Veblen T T, M Mermoz, C Martin, E Ramilo. 1989. Effects of exotic deer on forest regeneration and composition in Northern Patagonia. *Journal of Applied Ecology*, 26: 711–724.

von Müller A R. 2010. Factores Ecológicos y de Manejo en la Selección de Hábitat de Herbívoros Domésticos en las Sierras Grandes de Córdoba. In: Facltad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba. 150.

Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, M González-Espinosa, A Lara, M R Parra-Vázquez. 2012. Impacts of cattle on the South American temperate forests: Challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biological Conservation*, 152: 110–118.

11 Silvicultura para la restauración de ecosistemas forestales Norpatagónicos en la Isla Grande de Chiloé, Chile

Silviculture for restoration of Northpatagonian forest ecosystems in the Chiloé Island, Chile

Jan R. Bannister*, Klaus Kremer, Bastienne Schlegel, Natalia V. Carrasco-Farias

Resumen

La silvicultura para la restauración de bosques degradados debe orientarse a incrementar el nivel de biodiversidad y complejidad estructural de éstos, de tal forma de aumentar su resiliencia y capacidad adaptativa a futuro. En este contexto, es indispensable que exista sólida información científica. El año 2008 iniciamos en Chiloé una serie de proyectos de investigación a largo plazo, los cuales se enfocaron en tres importantes aspectos: a) entender los procesos ecológicos que ocurren en bosques inalterados y definir sus atributos estructurales, b) analizar la tasa de recuperación natural de bosques quemados o degradados y c) explorar opciones para su restauración activa y pasiva mediante ensayos experimentales. Para esto se estableció una red de ensayos de restauración y parcelas permanentes en diversos bosques de la isla: bosques dominados por *Pilgerodendron uviferum*, bosques siempreverdes norpatagónicos y tepuales. El enfoque usado, que incorpora información desde el nivel de árbol individual a rodal y paisaje, y que aborda los procesos ecológicos y fisiológicos esenciales que ocurren en sitios alterados e inalterados de forma previa a la planificación de las actividades silviculturales orientadas a la restauración, puede aumentar significativamente el éxito de éstas, sobre todo si son complementadas con el establecimiento y monitoreo de ensayos a largo plazo. Este capítulo contribuye con ejemplos aplicados de cómo se puede utilizar silvicultura para la restauración de bosques en los archipiélagos de la Patagonia Norte, bosques que presentan una baja resiliencia, alta degradación, y donde la restauración es extremadamente costosa y sus resultados inciertos.

Palabras clave: atributos estructurales, bosques degradados, complejidad estructural, legados biológicos, manejo forestal.

Abstract

Restoration silviculture in degraded forests should aim at increasing the level of biodiversity and structural complexity, in order to increase their resilience and adaptive capacity in the future. In this context, there is a need for solid scientific information. In 2008, we began a series of long-term research projects in Chiloé, which focused on three important aspects: a) understanding the ecological processes that occur in undisturbed forests and defining their structural attributes; b) analyzing the natural recovery rate of burned or degraded forests and (c) exploring options for active and passive restoration through experimental trials. For this, a network of restoration trials and permanent plots were established in various forests of the island: *Pilgerodendron uviferum* dominated forests, North-Patagonian evergreen forests and tepuales. The approach used, which incorporates information from the individual tree level to the stand and landscape, and which addresses the essential ecological and physiological processes that occur in altered and undisturbed sites prior to the planning of restoration-oriented silvicultural activities, may significantly increase the success of such activities, especially if they are complemented with the establishment and monitoring of long-term trials. This chapter contributes with applied examples of how restoration silviculture can be used for the restoration of forests in the Archipelagos of North-Patagonia, forests that present low resilience and high degradation, and where restoration is extremely expensive and has uncertain results.

Key words: degraded forests, structural attributes, structural complexity, biological legacies, forest management.

Introducción

Luego de casi tres décadas de desarrollo a nivel mundial, la restauración de ecosistemas forestales es un tema ya instalado en Chile. Actualmente existen en el país sobre 60 experiencias prácticas y teóricas de restauración en diversos tipos de bosques (Smith-Ramírez y González 2015), se han organizado

* Autor de correspondencia: j.bannister@infor.cl.

diversos talleres y seminarios, y se ha constituido recientemente la Red Chilena de Restauración Ecológica (Bannister *et al.* 2013a, Echeverría *et al.* 2015). En este contexto, la restauración de ecosistemas forestales debe ser entendida como un paradigma que incluye un amplio rango de estrategias tales como la restauración ecológica, rehabilitación, reconstrucción, reemplazo y conversión (Bannister *et al.* 2016). El tipo de estrategia a utilizar va a depender del punto inicial donde se encuentra el ecosistema y el punto final al que se pretender llegar, lo que estará definido por los objetivos de quien planea hacer la restauración (Bannister *et al.* 2016).

La silvicultura está íntimamente relacionada con la restauración de bosques, ya que al igual que ésta, trata de manipular la composición, estructura o el crecimiento de éstos para direccionar el ecosistema hacia un estado objetivo determinado (Bauhus *et al.* 2009). Como eje central del manejo forestal, la silvicultura cumple un rol fundamental en la restauración de ecosistemas forestales, constituyéndose como una herramienta de restauración de vital importancia, desde lo más básico como es la aplicación de técnicas eficientes de plantación, hasta aplicaciones más complejas como la restauración de bosques degradados o la conversión de plantaciones forestales (O'Hara 2001, Bannister *et al.* 2016). Así, considerando elementos tanto de la silvicultura como de la restauración ecológica, surge una nueva disciplina, la "silvicultura para la restauración" (Guldin 2008).

La silvicultura para la restauración está llamada a tener un rol protagónico en el desarrollo forestal en Chile, en vista del contexto nacional de los profundos procesos de desforestación y cambio de uso del suelo desde último siglo. Como parte del proceso de colonización a fines del siglo XIX y comienzos del siglo XX, y potenciado por la construcción del ferrocarril hacia el sur del país (Otero 2006), miles de hectáreas de bosques nativos fueron despejadas y convertidas en productivos campos ganaderos, gracias a los profundos suelos en que se ubicaban. Actualmente, parte importante de los últimos remanentes de bosque adulto templado lluvioso en estado inalterado del sur de Sudamérica se encuentran localizados en zonas de difícil acceso a lo largo de la costa del sur de Chile, especialmente en la zona insular patagónica (Gutiérrez *et al.* 2009). En la Isla Grande de Chiloé, el 74% de la superficie (±600.000 ha) está cubierta de estos bosques, ya sean siempreverdes o dominados por coníferas longevas como *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin (ciprés de las Guaitecas) o *Fitzroya cupressoides* (Molina) I. M. Johnst. (alerce) (CONAF 2011). Lamentablemente, estos ecosistemas sufren de graves problemas de fragmentación y degradación, los que avanzan gradualmente hacia el sur alcanzando en las últimas décadas gran parte del archipiélago (Echeverria *et al.* 2008). Históricamente, el cambio en el uso del suelo a campos agrícolas y zonas urbanas ha sido el factor causante del evidente retroceso en el área cubierta de bosques en Chiloé (Otero 2006). Por otro lado, la degradación y fragmentación de los bosques remanentes se debe principalmente a la creciente extracción de leña y otros productos forestales. Una muestra de la importancia del sector forestal en los archipiélagos y la presión a la cual son sometidos sus bosques nativos es que solamente en Chiloé existe un consumo de leña de casi 1.000.000 m^3 al año (Universidad de los Lagos 2014), lo que genera un mercado de leña con una magnitud de ventas que supera los 4,2 millones de USD/año (Neira y Bertín 2009), y con ciudades del tamaño de Castro (±40.000 habitantes) que consumen aproximadamente 130.000 m^3 de leña al año (Neira y Bertín 2009, Instituto Nacional de Estadísticas 2012). Lamentablemente, gran parte de esta extracción es ilegal sin planes de manejo. En este contexto, en la actualidad en la zona insular chilena se está viviendo el mismo proceso de destrucción de bosques y cambio de uso del suelo que hace 100 o 150 años se dio más al norte, en el continente. Sin embargo en la zona austral desde Chiloé al sur, los suelos son significativamente más delgados y pobres en nutrientes, y sufren frecuentemente de anegamiento en la temporada invernal, por lo que el resultado de la desforestación, fragmentación y degradación de

bosque nativo son áreas desprovistas de vegetación y de baja productividad para la agricultura y ganadería, donde las posibilidades de recuperación son más limitadas (figura 11.1).

Debido a la gran demanda y presión por recursos forestales en la Patagonia Norte, la degradación actual de bosques nativos requiere acciones rápidas. Urge generar una base científica para desarrollar sistemas silviculturales y estrategias de restauración efectivas que permitan incrementar el nivel de biodiversidad y complejidad estructural de éstos, de tal forma de recuperar la provisión de servicios ecosistémicos de ellos y aumentar su resiliencia y capacidad adaptativa a futuro (Bannister 2012). Particularmente en el Archipiélago de Chiloé, la prioridad de restauración debiese ser los ecosistemas forestales más degradados de las islas, es decir los bosques siempreverdes norpatagónicos, y los bosques quemados previamente dominados por *P. uviferum* (Bannister *et al.* 2013a). Para esto, es indispensable que exista información científica sólida sobre estos ecosistemas, la que es escasa o inexistente. En la actualidad, gran parte del manejo, conservación o restauración que se realiza en estos ecosistemas está basado en información proveniente de ecosistemas forestales ubicados más al norte, localizados en sitios significativamente mejores y que tienen un origen y dinámica distinta. Debido a esto, en la práctica no influye mayormente si las actividades que se realizan en bosques de Chiloé están basadas o no en la normativa legal de manejo. La silvicultura para la restauración necesariamente debe basarse en el conocimiento y estudio de la ecología y dinámica de las principales especies arbóreas de los bosques que se desean recuperar. La escasa información existente sobre las condiciones ecológicas (p. ej. nutrición, luminosidad) que requieren las principales especies arbóreas en la zona de los archipiélagos para desarrollarse adecuadamente en las etapas críticas de su crecimiento (germinación y establecimiento), y la falta de experiencias prácticas de restauración, dificultan la elaboración de estrategias que permitan conservar estos ecosistemas y manejarlos sustentablemente.

En vista de lo anterior, el año 2008 se inició una serie de proyectos de investigación a largo plazo en ecosistemas forestales norpatagónicos, que se ha enfocado en tres importantes aspectos relacionados con la ecología de la restauración: a) entender los procesos ecológicos que ocurren en bosques inalterados y describir sus atributos estructurales, b) analizar la tasa de recuperación natural de bosques quemados y/o degradados, y c) explorar opciones para su restauración pasiva y activa mediante

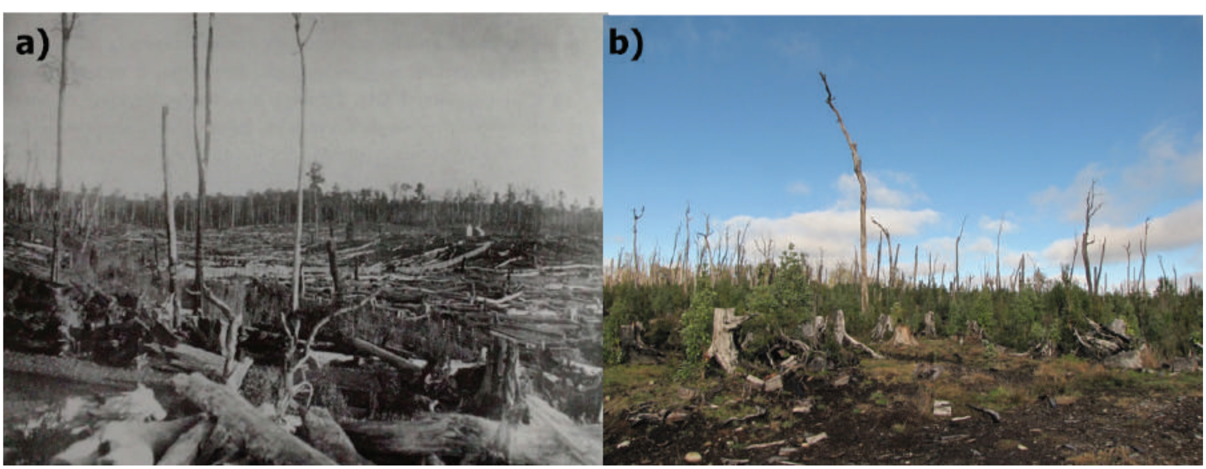


Figura 11.1 Imágenes de la deforestación en el sur de Chile en a) año 1930 en la zona de Loncoche, Araucanía (extraído de "La Huella del Fuego", Otero (2006)) y en b) año 2012 en la zona de Yaldad, Chiloé (Foto: Jan Bannister).

ensayos experimentales. En este capítulo presentamos y discutimos algunos de los resultados más importantes obtenidos hasta el momento, los que con un enfoque y ejemplos aplicados permiten entender cómo se puede utilizar silvicultura para la restauración de bosques en los archipiélagos de la Patagonia Norte.

Área de estudio

El área de estudio seleccionada corresponde a la Isla Grande de Chiloé (41°47´S – 43°30´S; 810.156 ha), una de las zonas más pobladas dentro de la zona de los archipiélagos de la Patagonia Norte (> 160.000 personas), y por ende, con los mayores problemas de fragmentación y degradación de sus ecosistemas forestales (figura 11.2). Además, en ella se puede encontrar una gran superficie de bosques adultos inalterados cercanos a las áreas afectadas, lo que la hace un interesante laboratorio viviente para realizar estudios de silvicultura para la restauración.

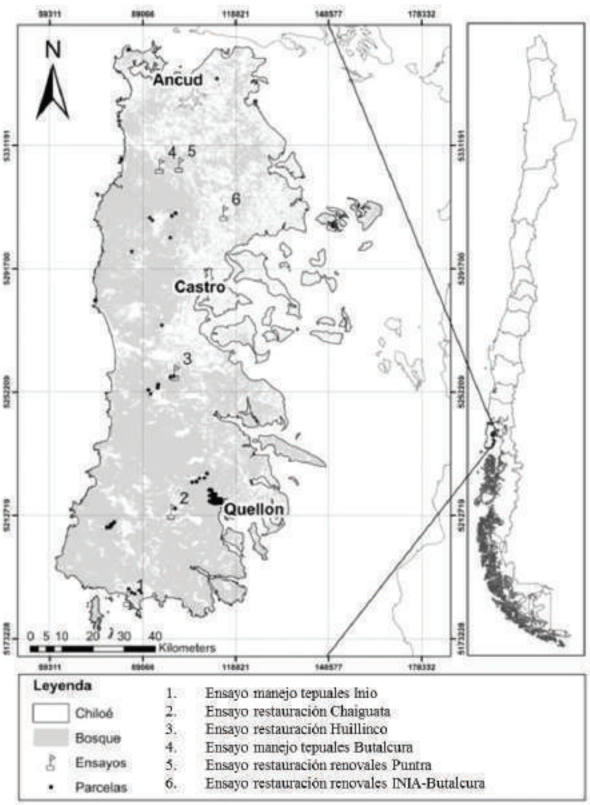


Figura 11.2 Mapa de Chile con detalle del Archipiélago de Chiloé, con localización de las parcelas permanentes (puntos) y ensayos de restauración y manejo (números) de este estudio.

Los bosques de Chiloé no forman parte precisamente de la zona de mayor riqueza de especies vasculares de Chile, ya que se encuentran al sur de ésta (Bannister *et al.* 2012a). Sin embargo, estos bosques están dentro de uno de los "hotspots" mundiales de riqueza no vascular (Rozzi *et al.* 2008) y se encuentran geográficamente en el límite entre la región biogeográfica templada norte y sur (*sensu* Bannister *et al.* 2012a). Esta ubicación, sumada a la gran diversidad de sitios (desde suelos turbosos y de drenaje restringido a suelos profundos y fértiles), y el gradiente pluviométrico, definen una combinación única de especies arbóreas, con incrustaciones tanto de bosque siempreverde valdiviano como norpatagónico, y bosques dominados ya sea por *F. cupressoides* o *P. uviferum* (Gutiérrez *et al.* 2009, Bannister *et al.* 2012a, Bannister y Donoso 2013). A grandes rasgos, el bosque siempreverde Valdiviano se ubica en áreas de suelos con buen drenaje, frecuentemente sobre suelos trumaos del Norte y Este de la Isla Grande de Chiloé y sus islas orientales, y sobre sedimentos marinos o cauces de ríos cercanos al mar a lo largo de todo el perímetro de las islas. Por otra parte, el bosque siempreverde norpatagónico se encuentra en sitios poco profundos, ya sea en ñadis o sobre suelos metamórficos con drenaje más restringido, especialmente en la mitad sur del archipiélago (Cordillera de Pirulil) o en las laderas altas de la Cordillera de Piuchué. Por lo general, los bosques de *P. uviferum* se encuentran en sectores más planos, con suelos turbosos, y/o muy poco profundos (< 30 cm), ya sea en grandes extensiones en los altos de la Cordillera de Pirulil y Piuchué o en pequeños relictos discretos en sectores planos o bolsones de frío del sector oriental de Chiloé. Por último, los escasos alerzales remanentes se distribuyen discretamente al occidente de las cumbres de la Cordillera de Piuchué dentro del Parque Nacional Chiloé.

Bosques adultos como referencia para la restauración

La restauración de ecosistemas forestales busca realizar una acción directa o indirecta en un ecosistema con baja funcionalidad ecológica, de tal forma de llevarlo a un estado deseado, frecuentemente referido como "referencia". Es importante definir una referencia para tener un objetivo claro de restauración, y de esta forma poder evaluar, monitorear y adaptar las acciones de restauración en el tiempo (Bannister 2015). La factibilidad o legitimidad de realizar esto se ha discutido extensamente en la literatura (Pickett y Parker 1994, Aronson *et al.* 1995, Landres *et al.* 1999). La pregunta que emerge de lo anterior es cómo se puede definir una referencia en ecosistemas forestales. Una opción es caracterizar la estructura, dinámica y composición florística del bosque en condiciones inalteradas (Bannister 2012), a través de la cuantificación de atributos a restaurar, tales como su composición, estructura, patrones espaciales, heterogeneidad, funciones, dinámica y resiliencia (Hobbs y Norton 1996). La dificultad de encontrar ecosistemas forestales inalterados, sumada a la variabilidad natural en el tiempo que los bosques naturales presentan, no permiten definir un estado objetivo estático de restauración. Promis (2016) señala que los bosques deberían ser pensados como sistemas abiertos, dinámicos y no como estados estables en el tiempo y que por eso el proceso de restauración de bosques degradados debería incluir una serie de variaciones en composición y estructura. Para solucionar esto, una alternativa práctica y viable consiste en caracterizar el rango natural de variabilidad de los bosques y de los principales procesos que los influencian (Landres *et al.* 1999, Kuuluvainen 2002). En este contexto, uno de los principales desafíos que se presentan silviculturalmente, en el marco de la restauración de bosques, es definir cómo aumentar la cantidad o nivel de los atributos principales de bosques naturales adultos o primarios en bosques secundarios, bosques adultos degradados o monocultivos de especies exóticas y nativas, de tal forma de apurar la sucesión hacia mayores niveles de complejidad (Fischer y Fischer 2006, Keeton 2006, Bauhus *et al.* 2009, Bannister *et al.* 2016,).

Existe una gran variedad de atributos estructurales y de composición que se pueden incrementar en bosques degradados, los cuales dependen básicamente del tipo de bosque sometido a manejo y del objetivo de restauración definido, y pueden de hecho constituir por sí mismos el objetivo de un proyecto de restauración. Bauhus *et al.* (2009) definen una serie de atributos estructurales generales de bosques adultos que se pueden emplear con este propósito (cuadro 11.1). En este sentido, la interrogante consiste en cómo aumentar el nivel de complejidad de estos ecosistemas forestales degradados de tal forma de incrementar los bienes y servicios ecosistémicos que éstos proveen (Bauhus *et al.* 2010). La clave para esto está en aumentar la resiliencia de ellos teniendo en cuenta las condiciones inciertas a las cuales van a ser sometidos en el futuro (cambio climático, cambios económicos, percepciones sociales). En otras palabras, se les debe dar la posibilidad de adaptarse a un futuro incierto.

Con el objetivo de caracterizar el rango natural de variabilidad de los bosques en Chiloé y los principales procesos que los influencian, para así

Cuadro 11.1 Atributos relacionados a bosques naturales adultos (extraído de Bauhus *et al.* 2009).

Atributos estructurales de bosque adulto
1. Alta área basal de árboles de gran tamaño
2. Alto volumen y biomasa en el rodal
3. Alta densidad y área basal de árboles muertos en pie
4. Alta cantidad y masa de material orgánico muerto
5. Troncos muertos en una variedad de niveles de descomposición
6. Alta variabilidad vertical (varios estratos)
7. Alta densidad y cobertura de especies tolerantes a la sombra
8. Alta variabilidad en tamaños de árboles (presencia de varias cohortes)
9. Gran variabilidad espacial, distribución irregular de claros
10. Atributos especiales (i.e. microrelieve, presencia de plantas epífitas)
11. Gran variabilidad en tamaño de ramas y copas
12. Presencia de regeneración avanzada

determinar y cuantificar atributos a restaurar, los últimos años hemos estado trabajando a dos escalas: Por un lado, una escala de mediciones intensivas en una red de 20 parcelas permanentes de 1000 m^2 en bosques inalterados, y por otro lado, una escala complementaria, con distintos niveles de datos provenientes de 89 parcelas establecidas con anterioridad por otros estudios en bosques adultos inalterados a lo largo de todo Chiloé (cuadro 11.2).

Estructura y composición de bosques adultos sin evidente alteración antrópica por corta de árboles. El estudio de los bosques adultos inalterados es esencial para saber qué se puede esperar de la restauración. Nuestros registros resaltan la importancia de la heterogeneidad estructural en los bosques nativos adultos de Chiloé, sin evidente alteración antrópica por corta de árboles (figura 11.3). En relación con los datos de otros estudios realizados en estos bosques, los bosques estudiados presentaron una riqueza de especies arbóreas dentro de lo habitual (5 a 10 especies), pero, por otro lado, presentaron elevadas áreas basales, superiores a las registradas en dichos estudios (Gutiérrez *et al*. 2009, Bannister y Donoso 2013). Resaltan también las grandes proporciones de área basal muerta que existe en este tipo de bosques (cuadro 11.2). Además, el crecimiento medio anual de los árboles está relacionado negativamente con la edad estimada (figura 11.4), presentando el total de especies una curva potencial de pendiente negativa altamente significativa ($R^2 = 0,45$; $P < 0,001$). Esta relación también es influenciada por el sitio en que crecen los individuos. En ese sentido, las laderas protegidas de los vientos y con suelos de más de 50 cm de profundidad que permiten un mejor desarrollo radicular, reúnen las condiciones ideales para el desarrollo de estas estructuras (por ejemplo

Cuadro 11.2 Descripción general de 20 unidades muestrales de la red de parcelas permanentes en bosques adultos Norpatagónicos de Chiloé sin alteración antrópica evidente por corta de árboles. Tamaño parcelas = 1.000 m2. DAP = Diámetro a 1,3 m; H = Altura; G = Área basal.

						Árboles vivos			Árboles muertos		
Unidad Muestral	Sector	Altitud (msnm)	Pendiente	Exposición	Riqueza arbórea	DAP medio (cm)	Densidad (árb/ha)	G medio (m²/ha)	DAP medio (cm)	Densidad (árb/ha)	G medio (m²/ha)
1	Tarahuin-Tepuhueico	94	21,0%	NE	8	18,0	1460	89,6	36,2	30 (2,0%)	3,8 (4,1%)
2	Tarahuin-Tepuhueico	49	5,9%	S	7	23,8	940	82,9	32,9	70 (6,9%)	7,1 (7,9%)
3	Tarahuin-Tepuhueico	82	24,8%	SE	10	20,0	1320	100,1	16,6	270 (17,0%)	13,3 (11,7%)
4	Tarahuin-Tepuhueico	72	28,6%	N	5	29,9	710	101,0	63,0	10 (1,4%)	3,1 (3,0%)
5	Tarahuin-Tepuhueico	63	0,9%	N	10	27,2	1040	113,9	23,9	70 (6,3%)	7,9 (6,5%)
6	Parque Eólico	545	10,9%	S	6	41,1	790	205,6	39,1	220 (21,8%)	39,6 (16,2%)
7	Parque Eólico	646	57,3%	SE	6	39,4	390	77,4	41,0	90 (18,8%)	23,0 (22,9%)
8	Parque Eólico	541	20,2%	NO	6	29,9	1290	145,8	23,8	340 (20,9%)	20,5 (12,3%)
9	Parque Eólico	710	57,0%	SW	9	23,4	940	71,5	41,7	200 (17,5%)	33,4 (31,8%)
10	Parque Eólico	760	63,8%	S	7	14,3	1600	57,4	41,0	170 (9,6%)	25,7 (30,9)
11	Lago Yaldad	143	20,8%	N	7	22,5	1150	96,6	32,2	100 (8,0%)	12,3 (11,3%)
12	Lago Yaldad	166	24,4%	NE	9	14,3	2760	88,1	22,9	240 (8,0%)	17,0 (16,2%)
13	Lago Yaldad	152	15,6%	NO	8	16,3	1680	60,5	20,0	200 (10,6%)	10,3 (14,5%)
14	Lago Yaldad	141	15,9%	SO	8	17,9	1650	104,6	28,9	160 (8,8%)	14,6 (12,2%)
15	Lago Yaldad	179	16,9%	NO	8	18,0	1480	77,6	9,5	30 (2,0%)	0,2 (0,3%)
16	Inio	13	16,9%	SO	7	18,4	1760	93,0	10,2	60 (3,3%)	0,6 (0,6%)
17	Inio	39	13,2%	NO-SE	6	21,9	1480	102,9	17,2	260 (14,9%)	8,9 (8,0%)
18	Inio	32	16,2%	SO	5	16,0	1940	69,1	8,5	100 (4,9%)	0,6 (0,9%)
19	Inio	25	4,6%	SE	5	24,3	1200	118,8	16,0	20 (1,6%)	0,5 (0,4%)
20	Inio	27	14,2%	O	6	19,9	1320	85,4	8,0	20 (1,5%)	0,1 (0,1%)

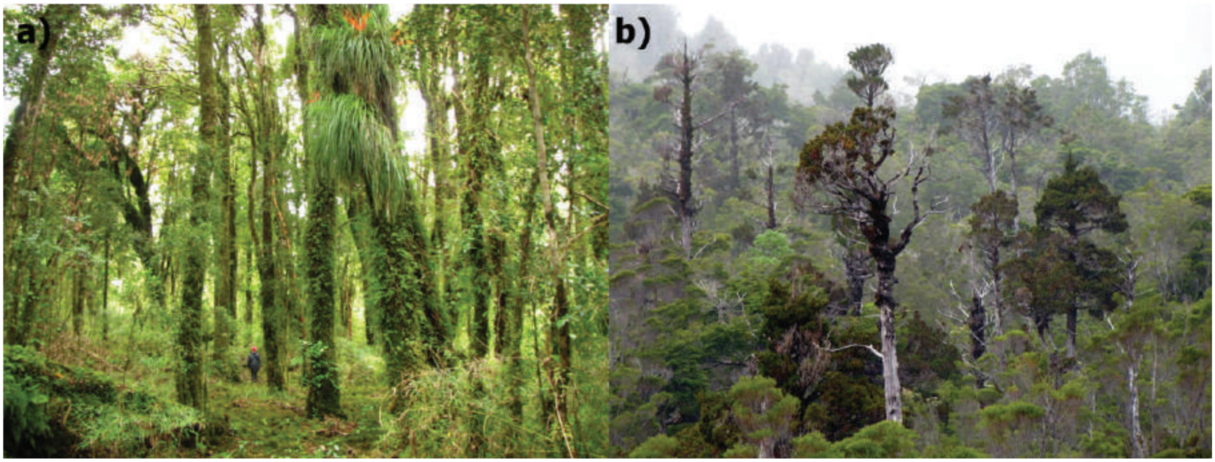


Figura 11.3 Bosques adultos de Chiloé: a) Bosque Norpatagónico de Quilanlar y b) Bosque de *P. uviferum* de Valle Río Zorra (Fotos: Jan Bannister).

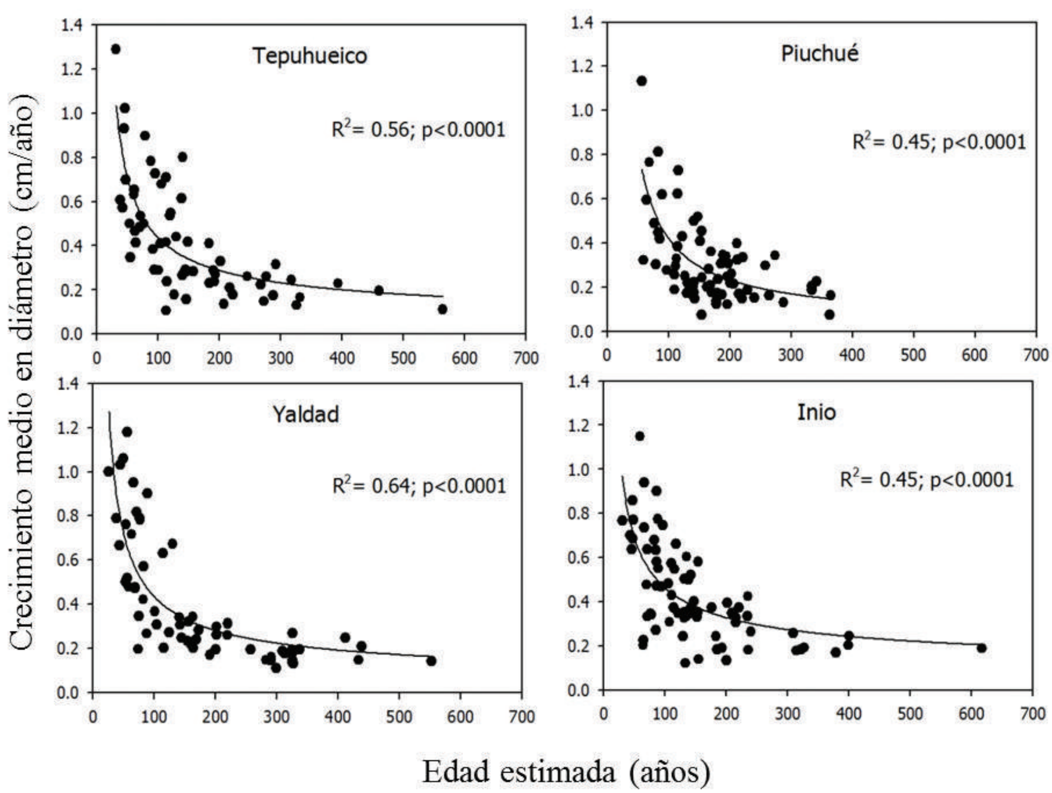


Figura 11.4 Crecimientos medios en diámetro vs. edad estimada para cada sitio de estudio, considerando todas las especies arbóreas estudiadas en bosques de Chiloé. Especies presentes: *Nothofagus nitida, Drimys winteri, Podocarpus nubigena, Saxegothaea conspicua, Aextoxicon puntcatum, Caldcluvia paniculata, Weinmannia trichosperma, Laureliopsis philippiana.* Edades fueron estimadas en base a tarugos extraídos de individuos de las especies anteriores según Bannister *et al*. (2012b).

altas áreas basales). Nuestra experiencia nos indica una relación muy fuerte entre el sitio y la potencial estructura y composición de los bosques que en él crecen. Esta relación es de gran relevancia, ya que según ella, el sitio determinará en gran medida cuál puede ser un objetivo factible de restauración. No podemos, por ejemplo, esperar restaurar un bosque degradado para llegar a un bosque multiestratificado y multietáneo como el que existía previo a la degradación, si al momento de iniciar las actividades de restauración ya no se cuenta con un sitio capaz de soportarla estructura o composición de especies arbóreas propias de este último.

Bosques adultos inalterados como referencia para bosques degradados. Los atributos estructurales y composición florística, así como los procesos ecológicos característicos de los bosques adultos inalterados estudiados pueden servir como referencia para la restauración de bosques degradados. Como ejemplo para esto se caracterizó un bosque degradado siempreverde norpatagónico (cuadro 11.3) en el que se estableció el ensayo Huillinco (cuadro 11.4). Las 45 unidades experimentales del ensayo de restauración de Huillinco se encuentran en un interesante gradiente de degradación, que se evidencia por grandes rangos de densidad arbórea, DAP, altura y área basal. La variación de condiciones entre sectores va desde sectores con degradación extrema (133 árb/ha y 3,9 m^2/ha de área basal) hasta sectores no degradados (976 árb/ha y 109,0 m^2/ha). Además, comparando

Cuadro 11.3 Atributos de bosques adultos Norpatagónicos degradados del Ensayo Huillinco en comparación a su bosque de referencia para el mismo sitio.

Atributo Estructural	Experimento Huillinco (N=45)	Referencia (N=5)
Densidad (árb/ha)	133 - 976	720 - 1590
DAP medio (cm)	11,2 - 63,0	18,4 -30,4
Altura media (m)	8,7 – 22,7	14,1 -16,1
Área Basal media (m^2/ha)	3,9 - 109,0	89,9 – 121,8

Cuadro 11.4 Ensayos silviculturales y de restauración establecidos desde el año 2014 en distintos tipos de bosques de la Isla Grande de Chiloé

Nombre Ensayo	Ubicación	Año inicio	Tipo de Bosque	Tipo	Superficie	Características	Objetivo
Inío	43°21´51´´S 74°07´07´´W	2014	Tepuales	Silvicultura	1,8 ha	30 claros de 5, 10 y 15 m de radio con y sin biomasa residual	Evaluar el efecto de luminosidad y biomasa residual en la regeneración natural post-cosecha
Butalcura	42°09´46´´S 73°50´47´´W	2014	Tepuales	Silvicultura	1,4 ha	30 claros de 5, 10 y 15 m de radio con y sin biomasa residual	Evaluar el efecto de luminosidad y biomasa residual en la regeneración natural post-cosecha
Chaiguata	43°07´10¨S 73°56´29´´W	2014	Bosque quemado de *P. uviferum*	Restauración	11,3 ha	Plantación de 30 clústers de 41 plantas de *P. uviferum* en bosques quemados	Evaluar el efecto facilitador del matorral secundario de *Bacharis* y helechos de turbera en el desempeño inicial de plantaciones de *P. uviferum.*
Huillinco	42°43´50´´S 73°54´11´´W	2014	Bosque Nordpatagónico adulto degradado	Restauración	4,5 ha	Eliminación de *Chusquea quila* en 45 unidades experimentales de 400 m^2. La mitad fue plantada con clúster de 50 plantas de *N. nitida* y otra mitad fue dejada para regeneración natural	Evaluar el desempeño inicial de plantaciones bajo dosel de *N. nitida* y la influencia de la eliminación de *C. quila* sobre la regeneración natural
INIA-Butalcura)	42°15´28´´S 73°38´37´´W	2016	Renoval siempreverde degradado	Restauración	1,4 ha	Eliminación de *C. quila* y plantación de 80 clústers de *Eucryphia cordifolia* y *Gevuina avellana* a raíz desnuda y en contenedor	Evaluar el desempeño inicial de plantaciones suplementarias *E. cordifolia* y *G. avellana* bajo distintas condiciones de sitio
Puntra	42°08´40´´S 73°48´20´´W	2016	Renoval siempreverde degradado	Restauración	0,87 ha	Eliminación de *C. quila* y plantación de 80 clústers de *E. cordifolia* y *G. avellana* a raíz desnuda y en contenedor	Evaluar el desempeño inicial de plantaciones suplementarias de Ulmo y Avellano bajo distintas condiciones de sitio.

los valores medios de los atributos estructurales de los bosques degradados del ensayo de Huillinco con sus bosques inalterados de referencia (localizados en las cercanías), se observan las grandes diferencias que existen estructuralmente entre bosques norpatagónicos degradados e inalterados en esta zona (cuadro 11.3). Por su parte, la composición florística a nivel arbóreo de los rodales alterados del experimento y de la referencia es similar. Por este motivo, los esfuerzos de restauración en bosques degradados de este tipo, deberían focalizarse más bien en el desarrollo de estructuras más complejas, que en aumentar la riqueza incorporando especies que probablemente ya estarían presentes.

Importancia de ensayos de restauración a pequeña escala para aumentar eficiencia a mayores escalas de trabajo

Uno de los aspectos claves en la restauración es el desarrollo de técnicas prácticas para implementar los objetivos de restauración a escalas acordes al problema (Hobbs y Norton1996). En concordancia, la restauración debe avanzar desde modelos teóricos y experimentos de restauración a pequeña escala establecidos a lo largo de diversos sitios, a experimentos a gran escala que incluyen o restauran elementos del paisaje (Holl *et al.* 2003, Brudvig 2011). Así, experimentos o ensayos de campo que prueban hipótesis teóricas debieran ser una parte clave de la ecología de la restauración (Lake 2001, Bannister 2012). Sin embargo, los experimentos de restauración son frecuentemente diseñados a escalas pequeñas y por períodos cortos de tiempo (2 a 3 años). En Chile, la mayoría de los ensayos de restauración tienen una extensión de entre 100 a 250 m^2, existiendo escasas experiencias de más de 1 ha (Smith-Ramírez y González 2015). Permanece la incógnita sobre la escala temporal de la investigación que se realiza en estas experiencias de restauración, pues no fue posible encontrar información documentada.

Diversos científicos resaltan la necesidad de una visión a largo plazo en la investigación ecológica (Armesto 1990, Lindenmayer *et al*. 2012) y especialmente en ecología de la restauración (Lake 2001). De esta forma, experimentos de restauración de bosques establecidos a extensas escalas espacio-temporales debieran ser una prioridad, ya que posibilitan el monitoreo de diferentes etapas críticas del crecimiento de plantas, y permiten llevar a la práctica conceptos teóricos ligados a la restauración de bosques, traduciéndolos en estrategias, técnicas y soluciones prácticas reales (Bannister *et al.* 2016).

No obstante lo anterior, la reducida escala espacial que generalmente abordan los ensayos de restauración no será un problema mayor, siempre y cuando aborden una variedad de condiciones tal, que sus resultados se puedan "escalar" a un nivel operacional práctico y a escalas de paisaje. Desde el año 2014 hemos seguido esta estrategia, estableciendo ensayos de restauración y manejo en diferentes bosques de la Isla Grande de Chiloé (cuadro 11.4). Tras 5 años (2009-2014) de estudio de ensayos de restauración a pequeña escala (6 ensayos de 0,036 ha) en bosques quemados de *P. uviferum*, se obtuvo información sobre su ecología que permitió diseñar una estrategia de restauración activa-pasiva (Bannister 2015). Al aplicar esta estrategia a nivel de paisaje (30 ha), surgieron problemas operacionales que los ensayos originales no permitieron vislumbrar, como la presencia de un denso matorral secundario de *Baccharis sp.*y *Sticherus sp.* que dificultaba las actividades de plantación. Para enfrentar ese problema, fue necesario establecer el año 2014 un segundo ensayo, en Chaiguata, que busca precisamente evaluar el efecto facilitador del matorral secundario en el desempeño inicial de plantaciones en clúster de *P. uviferum.*

En el caso de bosques norpatagónicos adultos degradados, se ha observado que luego de cortas selectivas *(floreo)* la regeneración natural de especies arbóreas de valor comercial es generalmente pobre. Un factor de gran relevancia para explicar este patrón es la densa competencia de especies arbóreas con especies del género *Chusquea,* que típicamente invaden sotobosques degradados luego de aperturas considerables del dosel superior (Veblen 1982,

González *et al.* 2002). Al respecto, se ha discutido frecuentemente en terreno acerca de la ventaja potencial de remover el denso sotobosque de *Chusquea quila* que crece masivamente en bosques degradados de Chiloé, para facilitar la rehabilitación de la estructura y composición arbórea ya sea a través de: a) regeneración natural, o b) plantaciones en clúster bajo dosel de especies arbóreas de alto valor comercial que toleren condiciones de semi sombra (*Nothofagus nitida* (Phil) Krasser). Con el propósito de explorar estas dos opciones de rehabilitación, se estableció el ensayo Huillinco (cuadro 11.4).

Cuando la degradación del bosque norpatagónico es severa, con aperturas masivas del dosel superior, el nivel freático generalmente sube y surgen renovales de *Drimys winteri* J.R. et G. Forster de alta densidad. En Chiloé existen actualmente sobre 100.000 ha de renovales de *D. winteri*, que equivalen al 30% de los renovales de esta especie a nivel país (CONAF 2011). Sin embargo, la sobre explotación y degradación de suelos, sumado al mal drenaje de éstos en algunos sectores, ha transformado muchos de estos renovales en bosques abiertos, de baja densidad, formas deficientes y muy bajo valor productivo. Además, en los últimos años este tipo de renovales ha sido frecuentemente sustituido por plantaciones de *Eucalyptus nitens* (Deane et Maiden) (Yefi 2012), que tienen un mayor valor económico para el pequeño propietario. Para rehabilitar este tipo de renovales degradados, y desarrollar alternativas de manejo que agreguen tanto valor productivo como ecológico, se establecieron 3 ensayos de restauración con clústers de *Eucryphia cordifolia* Cav (ulmo) y *Gevuina avellana* Mol (avellano) en Butalcura, Puntra y Pargua, comunas de Dalcahue y Calbuco (cuadro 11.4).

Finalmente, establecimos dos ensayos para tepuales (bosques dominados por *Tepualia stipularis* (Hook et Arn.) Griseb), uno de los tipos de bosques bajo mayor presión antrópica del territorio (Sanzana 2012), de tal forma de crear métodos alternativos de manejo, que imiten la dinámica de claros que es natural en estos bosques (Quiroga 2016). Estos ensayos consisten en la creación de claros de distinto tamaño, con y sin biomasa residual, que permitirán evaluar el efecto de la luminosidad y biomasa residual en la regeneración natural post-cosecha (cuadro 11.4).

Todas estas experiencias se basan en diseños experimentales rigurosos, prueban hipótesis teóricas a pequeña o mediana escala (0,22 ha a 11,3 ha), pero abarcando a la vez una heterogeneidad de condiciones tal, que permite desarrollar técnicas prácticas para implementar los objetivos de restauración a mayores escalas de trabajo; es decir, a aquellas escalas sobre las cuales opera la degradación (ver algunos ejemplos en Bannister 2015).

Aprendizajes de los ensayos de restauración

Restaurar ecosistemas forestales es más que solo plantar árboles (Bannister 2015). Existen una serie de aspectos que se deben tomar en cuenta al momento de diseñar una estrategia de restauración. Luego de 7 años tratando de restaurar ecosistemas forestales a través de ensayos en diversos tipos de bosques norpatagónicos alterados en el Archipiélago de Chiloé, hemos tenido una serie de aprendizajes que se detallan a continuación.

Se deben retener y usar legados biológicos. Los disturbios, ya sean naturales o antrópicos, raramente eliminan todos los elementos estructurales de los bosques donde tienen lugar, y generalmente persiste una gran variedad de estructuras y organismos (Bannister 2015), comúnmente llamados legados biológicos (Franklin 1990, Franklin *et al.* 2002). La cantidad y tipo de legados biológicos difiere enormemente entre disturbios, lo que lleva a diferentes puntos de inicio para el desarrollo estructural de rodales (Franklin *et al*. 2002). Existe evidencia probada en los bosques de la Patagonia de que el uso de legados biológicos para favorecer la restauración es una opción viable y eficiente en la práctica (Bannister *et al*. 2014, Bannister 2015, Valenzuela *et al*. 2016).

Nuestros resultados acumulados durante 7 años de estudio en bosques quemados de *P. uviferum* en Chiloé, destacan la importancia de la persistencia de

legados biológicos, como son los árboles semilleros, para la recuperación de sitios alterados (Bannister 2015). La regeneración natural post-incendio proveniente de árboles semilleros puede asistir la recuperación de poblaciones alteradas de *P. uviferum*, pero su efecto espacial a nivel de paisaje es extremadamente limitado. Luego de 70 años después de incendios forestales en el Lago Chaiguata, donde se ubican nuestros ensayos, existen a nivel de paisaje tan sólo 0,3 árboles semilleros por ha (Bannister *et al.* 2014), los cuales presentan una producción de semillas muy irregular, con períodos de baja y alta producción de semillas (figura 11.5a). Por este motivo, se podrían usar estos legados ocupando su potencial como fuente de semillas y regeneración natural, en combinación con plantaciones en clúster de *P. uviferum* como complemento, y así asistir la recuperación natural de la especie en bosques turbosos alterados, al tiempo que se incorpora diversidad genética (Bannister 2015).

Otro ejemplo de cómo la retención y uso de legados biológicos puede favorecer la restauración o recuperación natural de un área alterada, son los ensayos silviculturales en tepuales de Chiloé. Los resultados obtenidos en tepuales inalterados indican que los troncos horizontales característicos del dosel inferior en ellos (50 a 150 cm de altura) son de vital importancia como sustrato para el proceso de regeneración de las especies arbóreas que allí habitan, ya que representan sitios seguros para la germinación y desarrollo de plántulas, libres del anegamiento invernal que existe en estos bosques (Bannister observación personal). Teniendo esto en cuenta se establecieron los ensayos de Butalcura (norte de la Isla Grande) e Inío (extremo sur), donde luego de crear claros de distinto tamaño, con y sin retención de biomasa residual (cuadro 11.4), se observó al cabo de un año que la biomasa residual influyó significativamente ($P < 0{,}05$) en la densidad media de la regeneración total (Quiroga 2016), presentando mayor densidad los tratamientos con biomasa residual, por aquellos sin biomasa residual (figura 11.5b). Según esto, el manejo de tepuales debiera fomentar la retención de estas estructuras horizontales sobre el suelo, de tal forma de favorecer la regeneración de las principales especies arbóreas de

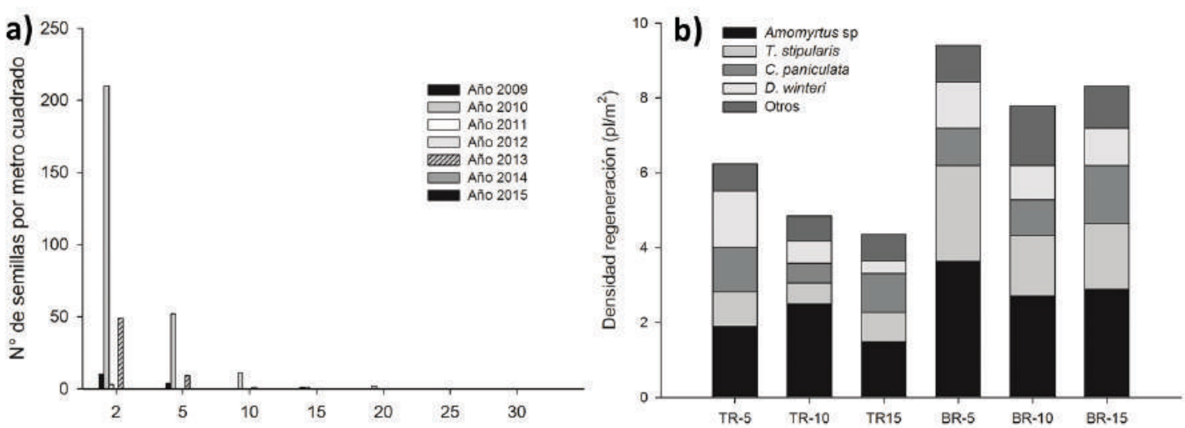


Figura 11.5 Ejemplo del efecto de legados biológicos en a) Bosques quemados de *P. uviferum* y b) bosques dominados por *T. stipularis* luego de intervenciones silviculturales (adaptado de Bannister *et al*. 2014 y Quiroga 2016). En (a) variación temporal de producción de semillas de *P. uviferum* y efecto espacial de semilleros (< 20 m de distancia). En (b) densidad de la regeneración por especie luego de diversos tratamiento silviculturales. Tratamientos: TR-5: Claro de 5 m de diámetro con tala rasa, TR-10: Claro de 10 m de diámetro con tala rasa, TR-15: Claro de 15 m de diámetro con tala rasa, BR-5: Claro de 5 m de diámetro con retención de biomasa, BR-10: Claro de 10 m de diámetro con retención de biomasa, BR-15: Claro de 15 m de diámetro con retención de biomasa.

estos bosques (*T. stipularis*, *Amomyrtus luma* (Mol.) Legr. et Kausel, *Caldcluvia paniculata* (Cav.) D. Don, *N. nitida* entre otros). Esto es clave es para lograr la conservación de estos bosques únicos en el largo plazo.

Los matorrales secundarios facilitan el establecimiento y desarrollo de plantaciones de restauración. Los matorrales secundarios de *Baccharis sp.*y *Sticherus sp.*, que se forman luego de incendios catastróficos en sitios restrictivos y frecuentemente anegados del archipiélago, pueden representar una gran ayuda para restaurar ecosistemas forestales. Así lo demuestran los resultados iniciales del experimento Chaiguata (cuadro 11.4). Tras un año de crecimiento, tanto las plantas de *P. uviferum* establecidas en un sitio previamente sometido a tala rasa como en tazas con protección de matorral, presentaron crecimientos extremadamente bajos, lo que es característico de la especie (lento crecimiento). Sin embargo, se observaron diferencias significativas en los crecimientos relativos, existiendo una influencia positiva (facilitación) de la protección del matorral secundario sobre el crecimiento relativo en altura y diámetro de cuello de plantas de *P. uviferum* (figura 11.6). Además, las plantas establecidas bajo protección de matorral han exhibido mejores estados de vitalidad, con un 58% de éstas sin follaje muerto, lo que contrasta con el 30% de plantas sin problemas de vitalidad, en el tratamiento a tala rasa (figura 11.6). Por otro lado, la baja mortalidad de plantas luego de un año desde el establecimiento (< 2 %) resalta la persistencia de esta especie en sitios turbosos saturados de agua y

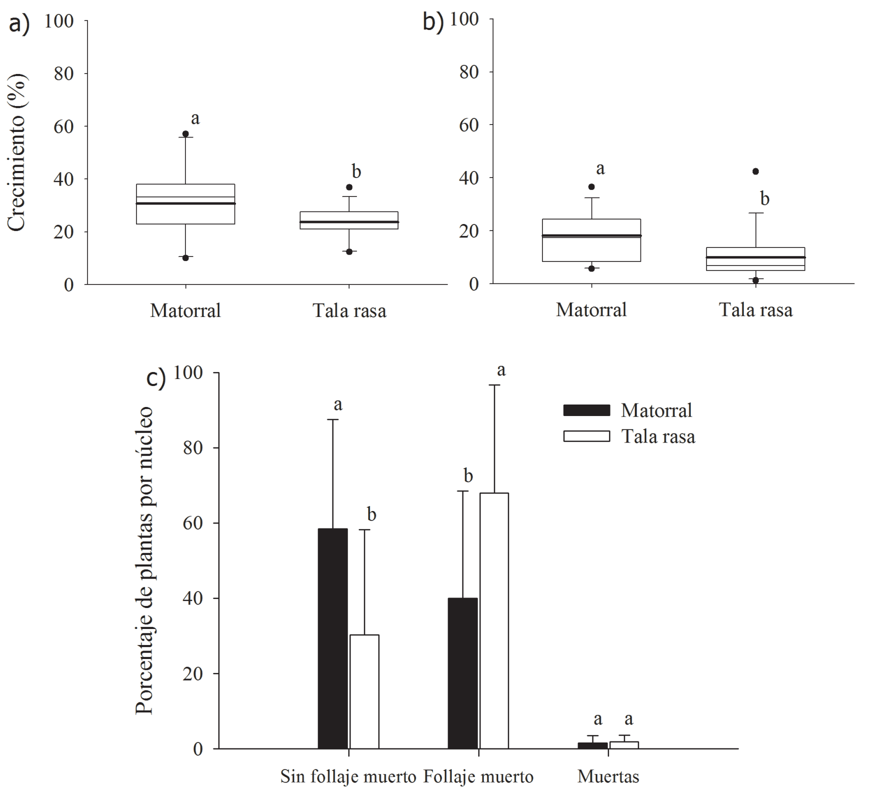


Figura 11.6 Efecto facilitador de matorrales secundarios de *Bacharis* sp. y *Sticherus* sp. sobre el crecimiento relativo de plantas de *P. uviferum* en diámetro (a) y altura (b) luego de dos años de crecimiento y porcentaje de plantas de *P. uviferum* con y sin follaje muerto según tratamiento (c). Letras distintas indican diferencias significativas (Mann-Whitney, P ≤ 0,05).

pobres en nutrientes. Estos resultados confirman que se puede favorecer la restauración activa de bosques de *P. uviferum* usando los matorrales secundarios para facilitar el crecimiento de plantaciones complementarias de especies nativas en grupos.

Se deben usar técnicas silviculturales de plantación. Antes de planificar una estrategia de restauración, una pregunta frecuente entre investigadores y profesionales ligados a la restauración es si conviene usar restauración activa o regeneración asistida. La restauración activa es costosa pero efectiva, y permite ver rápidamente los resultados, mientras que la regeneración asistida si bien es de bajo costo, presenta incertidumbre en sus resultados, ya que su control humano es más difícil. Debido a esta dualidad, en los últimos años ha aumentado el interés por la restauración con plantaciones en clúster (Corbin y Holl 2012, Saha 2012, Bannister 2015, Bannister *et al.* 2016, Saha *et al.* 2017), como una forma rápida y eficiente de imitar la sucesión natural de bosques, al plantar pequeños espacios de forma controlada dejando otros espacios para regeneración natural. Sin embargo, se ha visto en la práctica que gran parte de las experiencias de restauración no aplican técnicas o nociones silviculturales en la plantación, pese a la estrecha relación entre la restauración forestal y la silvicultura (Sarr *et al.* 2004, Bannister *et al.* 2016), y ésta última tiene una rica experiencia de siglos en técnicas de plantación y producción de plantas. Esta desconexión entre ambas disciplinas se traduce en mortalidades elevadas de plantas, bajos crecimientos y fracasos frecuentes en la restauración. Si bien esto se puede atribuir a diversos factores, entre ellos los tratamientos de ensayos de investigación, muchas veces las principales causas radican en la preparación de sitios, época de plantación, calidad de plantas y elección de plantas no adaptadas a los sitios que se quieren restaurar (Dumroese *et al.* 2016).

Por este motivo, y con el objetivo de explorar el potencial de la restauración activa de *P. uviferum* usando diferentes técnicas silviculturales de plantación, se establecieron el año 2009 seis ensayos de restauración con esta especie en el Parque Tantauco, perteneciente a la red de áreas protegidas privadas "Así conserva Chile". En estos ensayos se evaluó si la manipulación de las condiciones potencialmente limitantes podría asistir el establecimiento de las plantas. Así, se trabajó en dos ambientes: turberas de *Sphagnum magellanicum* Brid. (sitios generalmente anegados) y bosques de monte (sitios con mejor drenaje). En turberas, las plantas fueron establecidas en camellones y depresiones para examinar el efecto del drenaje del suelo. En bosques de monte, las plantas se establecieron bajo cobertura de copas y en áreas descubiertas (tala rasa) para examinar el efecto de la luminosidad en el establecimiento (Bannister *et al.* 2013b). Nuestros resultados indican que luego de 5 años de desarrollo, las plantas establecidas sobre camellones de *S. magellanicum* en bosques turbosos tuvieron una menor mortalidad y un mayor crecimiento en diámetro y altura. (figura 11.7), que en sitios bajos donde son frecuentemente anegadas. En el caso de bosques de monte hubo mayor sobrevivencia de plantas establecidas bajo cierta protección de dosel (> 50% de cobertura), que de aquellas establecidas en zonas abiertas. Además

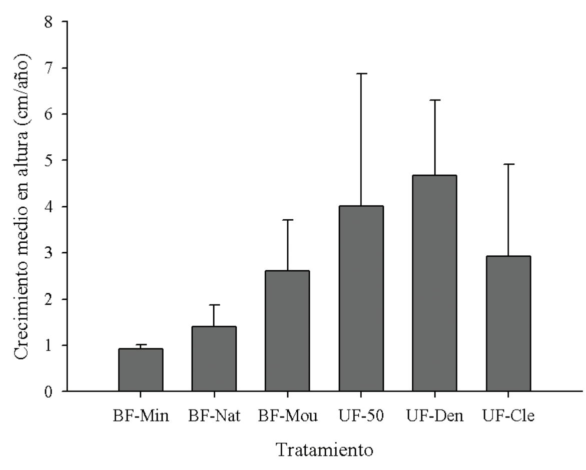


Figura 11.7 Ejemplo de cómo técnicas de plantación pueden ayudar a fomentar el desarrollo inicial de plantaciones de *P. uviferum* (extraído y modificado de Bannister 2015). Tratamientos en bosques turbosos con *Sphagnum magellanicum* (BF): Min = suelo mineral, Nat = Natural, Mou = Camellón. Tratamientos en bosques de monte (UF): Cle = talar rasa, Den = bajo dosel cerrado, 50 = bajo 50% cobertura de copas.

se notó una influencia positiva, aunque no concluyente, de la protección de dosel sobre el crecimiento en diámetro y altura de plantas de la especie (figura 11.7). Estos resultados son un ejemplo claro de cómo experimentos con distintas técnicas silviculturales de plantación pueden favorecer el desempeño inicial de las especies arbóreas que se incluyen en un programa de restauración, y así se aumentan las posibilidades de éxito en el mediano y largo plazo.

El ramoneo de depredadores nativos tiene un impacto en ensayos de restauración. Un factor que puede tener implicancias fundamentales en el éxito o fracaso de una experiencia de restauración es el efecto del ramoneo por depredadores nativos (Partl *et al* 2002). Los escasos estudios al respecto en Chile generalmente evidencian los efectos de *Lama guanicoe* (Guanaco) sobre regeneración natural (Martínez-Pastur *et al.* 1999, Cavieres y Fajardo 2005, Promis *et al.* 2010), sin embargo el efecto sobre ensayos de restauración en Chile aún no ha sido documentado. Esta situación cobra cada vez más relevancia, ya que debido a la escasez de sitios disponibles para plantaciones de restauración en el marco de planes de compensación, cada vez se están utilizando sectores alterados más aislados para establecer reforestaciones en áreas de conservación privadas, o de propietarios de grandes extensiones de terreno, entre otros. Estos sitios por lo general están ubicados lejos de ciudades y áreas rurales con alta influencia antrópica (humanos y animales domésticos exóticos como perros), por lo que suelen presentar mayor abundancia de herbívoros nativos. El ramoneo producido por especies de este tipo puede ser determinante del éxito y/o fracaso de una experiencia de restauración. Por ejemplo, en los ensayos de restauración de *P. uviferum*, se registró daño por ramoneo de pudú (*Pudu puda*) de aproximadamente un 40% en los sectores más abiertos, probablemente un hábitat ideal para esta especie (Bannister 2015). Esta información abre interesantes interrogantes a futuro sobre el rol de *P. puda* y eventualmente de otros herbívoros nativos en la dinámica de estos bosques, y sobre las implicancias para los ensayos de restauración (Bannister 2015).

Otro ejemplo de los efectos del ramoneo por herbívoros nativos es una experiencia de restauración con cinco especies nativas (*P. uviferum, Nothofagus dombeyi, Embothrium coccineum* J.R. et. G. Forster, *A. luma* y *D.winteri*) establecida el año 2014 en sitios cercanos al lago Chaiguata, en el Parque Tantauco. Luego de un año de establecida la plantación, hubo resultados devastadores debido al daño producido principalmente por *P. puda* y mínimamente por factores ambientales como heladas invernales. Dependiendo de la situación y el rodal, *P. uviferum* presentó hasta un 69,3% de las plantas con daño, *N. dombeyi* hasta un 32%, *E. coccineum* hasta un 89%, *A. luma* hasta un 67% y *D. winteri* fue la con menor cantidad de plantas dañadas con hasta un 12,9%. Esto demuestra que el daño es para todas las especies y es necesario tomarlo en cuenta para tomar medidas que reduzcan el impacto del ramoneo, como es la utilización de estructuras artificiales (p. ej. mallas, policarbonato).

Conclusiones

La silvicultura es esencial para la restauración, ya que constituye una herramienta para llevar a la práctica conceptos ligados a la restauración de bosques, traduciéndolos en estrategias, técnicas y soluciones prácticas reales. En este capítulo presentamos y discutimos algunos de los resultados obtenidos hasta el momento, usando un enfoque y ejemplos aplicados de cómo se puede utilizar silvicultura para la restauración de bosques en los archipiélagos de la Patagonia Norte. En este contexto, el uso de una referencia es útil para entender cómo funcionan los bosques en condiciones inalteradas y para saber qué se puede esperar de la restauración, donde el sitio cumple un rol de primera importancia. Nuestra experiencia sugiere que se necesitan experimentos de restauración enfocados en el desarrollo de métodos operativos a grandes escalas de trabajo, que es a la escala a la cual actúan los problemas que enfrentamos (p. ej. degradación, fragmentación). Estos experimentos, bajo el paradigma de la restauración, debieran probar una gran diversidad de métodos y

técnicas silviculturales, de tal forma de poder incrementar la eficiencia de la restauración sin incurrir en costos extras. Entre estos métodos y técnicas se incluyen la retención y uso de legados biológicos, la facilitación por medio de protección de matorrales, el uso de técnicas silviculturales de plantación (p. ej. en clúster, en camellones, bajo un dosel protector) y la protección frente al ramoneo por especies herbívoras nativas. Restaurar bosques es una actividad costosa y más compleja que sólo plantar árboles, y por ello se recomienda que los profesionales ligados a la restauración de bosques realicen un proceso de razonamiento previo a ejecutar actividades de restauración, de modo de hacer más eficientes y eficaces las iniciativas.

Agradecimientos

JRB agradece el financiamiento de los proyectos FONDECYT de Iniciación N°11160191, CONICYT-PAI Folio N°821320007, FIBN-CONAF 2013/008 y FIBN-CONAF 2015/020. Se agradece a Parque Tantauco, Agrícola Los Calafates, INIA-Butalcura y MASISA por su apoyo con los ensayos de restauración. Además se agradece a Nicole Galindo, Vivianne Claramunt y Edgar Quiroga por apoyo en figuras, y todos los ayudantes y estudiantes que han apoyado incansablemente esta investigación en los últimos años.

Referencias

Armesto J. 1990. Estudios a largo plazo: una prioridad para la investigación ecológica de hoy. *Revista Chilena de Historia Natural* 63:7–9.

Aronson J, S Dhillion, E Floc'h. 1995. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: A reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology* 3: 1–3.

Bannister J. 2012. Dynamics and restoration of *Pilgerodendron uviferum* forests on Chiloé Island, North Patagonia, Chile.Tesis de doctorado.Freiburg, Alemania. Facultad de Ciencias Ambientales y Forestales, Albert-Ludwigs Universität Freiburg, Freiburg, Alemania. 121 p.

Bannister J, ME González, C Little, AG Gutierrez, P Donoso, R Mujica, S Müller-Using, A Lara, MA Bustamante-Sanchez, A Bannister, A Caracciolo A, J Echeverría,J Suárez, C Zambrano. 2013a. Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. *Revista Bosque Nativo* 52:35–43.

Bannister J, R Coopman, P Donoso, J Bauhus.2013b. The importance of microtopography and nurse canopy for successful restoration planting of the slow-growing conifer *Pilgerodendron uviferum*. *Forests* 4: 85–103.

Bannister JR. 2015. Recuperar bosques no es solo plantar árboles: lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin en Chiloé. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43: 35–51.

Bannister JR, P Donoso, R Mujica. 2016. La Silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. *Bosque* 37: 229–235.

Bannister JR, PJ Donoso. 2013. Forest typification to characterize the structure and composition of old-growth evergreen forests on Chiloe Island, North Patagonia (Chile). *Forests* 4: 1087–1105.

Bannister JR, OJ Vidal, E Teneb, V Sandoval. 2012a. Latitudinal patterns and regionalization of plant diversity along a 4270-km gradient in continental Chile. *Austral Ecology* 37: 500–509.

Bannister JR, PJ Donoso, J Bauhus. 2012b. Persistence of the slow growing conifer *Pilgerodendron uviferum* in old-growth and fire-disturbed southern bog forests. *Ecosystems* 15: 1158–1172.

Bannister JR, S Wagner, PJ Donoso, J Bauhus. 2014. The importance of seed trees in the dioecious conifer *Pilgerodendron uviferum* for passive restoration of fire disturbed southern bog forests. *Austral Ecology* 39: 204–2013.

Bauhus J, K Puettmann, C Messier. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525–537.

Bauhus J, P Van der Meer, M Kanninen. 2010. Ecosystem goods and services from plantation forests. London, UK. Earthscan. 254 p.

Brudvig LA. 2011. The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go? *American Journal of Botany* 98: 549–558.

Cavieres L, A. Fajardo. 2005. Browsing by guanaco (*Lama guanicoe*) on *Nothofagus pumilio* forest gaps in Tierra del Fuego, Chile. *Forest Ecology and Management* 204: 237–248.

CONAF. 2011. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de cambios y actualizaciones. Período 1997-2011. Santiago, Chile. 28 p.

Corbin JD, KD Holl. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265: 37–46.

Dumroese KR, TD Landis, JR Pinto, DL Haase, KW Wilkinson, AS Davis. 2016. Meeting forest restoration challenges: Using the target plant concept. *Reforesta* 1: 37–52.

Echeverria C, DA Coomes, M Hall, AC Newton. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* 212: 439–449.

Echeverría C, C Smith-Ramírez, J Aronson, JI Barrera-Cataño. 2015. Good news from Latin America and the Caribbean: national and international restoration networks are moving ahead. *Restoration Ecology* 23: 1–3.

Fischer A, H Fischer. 2006. Restoration of forests. In: Van Andel J, J Aronson eds. Restoration Ecology.Oxford, UK. Blackwell Publishing. p. 124–140.

Franklin JF. 1990. Biological legacies: a critical management concept from Mt. St. Helens. *Transactions of the Fifty-fifth North American Wildlife and Natural resources Conference* 55: 215–219.

Franklin JF, TA Spies, RV Pelt, AB Carey, DA Thornburgh, DR Berg, DBLindenmayer, ME Harmon, WS Keeton, DC Shaw, K Bible, J Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423.

González ME, TT Veblen,C Donoso, L Valeria. 2002. Tree regeneration responses in a lowland *Nothofagus*-dominated forest after bamboo dieback in South-Central Chile. *Plant Ecology* 161: 59–73.

Guldin JM. 2008. The silviculture of restoration: a historical perspective with contemporary application. *In* Deal RL ed. Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multiresource benefits: proceedings of the 2007 national silviculture workshop. Portland, EEUU. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. p. 23–34.

Gutiérrez AG, JJ Armesto, JC Aravena, M Carmona, NV Carrasco, DA Christie, MP Peña, C Pérez, A Huth. 2009. Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of northern Chiloé Island, Chile: Regional and global relevance. *Forest Ecology and Management* 258: 376–388.

Hobbs RJ, DA Norton. 1996. Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 4: 93–110.

Holl KD, EE Crone, CB Schultz. 2003. Landscape restoration: Moving from generalities to methodologies. *BioScience* 53: 491–502.

Instituto Nacional de Estadísticas. 2012. Resultados Preliminares Censo de Población y Vivienda 2012. Santiago, Chile. 60 p.

Keeton W. 2006. Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235: 129–142.

Kuuluvainen T. 2002. Disturbance dynamics in boreal forests: Defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fennica* 36: 5–11.

Lake PS. 2001. On the maturing of restoration: Linking ecological research and restoration. *Ecological Managing and Restoration* 2: 110–115.

Landres PB, P Morgan, FJ Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179–1188.

Lindenmayer DB, GE Likens, A Andersen, D Bowman, CM Bull, E Burns, CRDickman, AA Hoffmann, DA Keith, MJ Liddell, AJ Lowe, DJ Metcalfe, SR Phinn, J Russell-Smith, N Thurgate, GM Wardle. 2012. Value of long-term ecological studies. *Austral Ecology* 37: 745–757.

Martínez-Pastur G, PL Peri, MC Fernández, G Staffieri, D Rodríguez. 1999.Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 2. Incidencia del ramoneo de *Lama guanicoe*. *Bosque* 20: 47–53.

Neira E, RA Bertín. 2009. Hábitos del uso de la leña en Castro, Isla de Chiloé. *Revista Bosque Nativo* 45: 3–8.

O'Hara KL. 2001. The silviculture of transformation — a commentary. *Forest Ecology and Management* 151: 81–86.

Otero L. 2006. La huella del fuego. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile. Santiago, Chile. Pehuén. 171 p.

Pickett STA, VT Parker. 1994. Avoiding the old pitfalls: Opportunities in a new discipline. *Restoration Ecology* 2: 75–79.

Partl E, V Szinovatz, F Reimoser, J Schweiger-Adler. 2002. Forest restoration and browsing impact by roe deer. *Forest Ecology and Management* 159: 87–100.

Promis A, S Gärtner,A Reif, G Cruz. 2010. Effects of natural small-scale disturbances on below-canopy solar radiation and regeneration patterns in an old-growth *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 181 (3/4): 53–64.

Promis A. 2016. Dinámica natural como referencia en restauración de bosques. *Chile Forestal* 383: 15–17.

Quiroga E. 2016. Nichos de regeneración en bosques de *Tepualia stipularis* luego de intervenciones silviculturales en la provincia de Chiloé. Trabajo de Titulación Ingeniero Forestal, Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 54 p.

Rozzi R, JJArmesto, B Goffinet, W Buck, F Massardo, J Silander, MT Arroyo, S Russell, CB Anderson, LA Cavieres, JB Callicott. 2008. Changing lenses to assess biodiversity: patterns of species richness in sub-Antarctic plants and implications for global conservation. *Frontiers in Ecology and Environment* 6: 131–137.

Saha S. 2012. Development of tree quality, productivity, and diversity in oak (*Quercus robur* and *Q. petraea*) stands established by cluster planting. Tesis de doctorado. Freiburg, Alemania. Facultad de Ciencias Ambientales y Forestales, Albert-Ludwigs Universität Freiburg, Freiburg, Alemania. 105 p.

Saha S, C Kuehne, J Bauhus. 2017. Lessons learned from oak cluster planting trials in central Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 47: 139–148.

Sanzana J. 2012. Silvicultura en bosques dominados principalmente por Tepú (*Tepualia stipularis*). *Revista Bosque Nativo* 51: 25–29.

Sarr D, K Puettmann, R Pabst, M Cornett, L Arguello. 2004. Restoration ecology: New perspectives and opportunities for forestry. *Journal of Forestry* 102: 20–24.

Smith-Ramírez C, González ME. 2015. Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43: 11–21.

Universidad de los Lagos. 2014. Caracterización del consumo de leña en la región de Los Lagos. 4° mesa de Calefacción Eficiente y Dendroenergía. Castro, Chile. Diciembre 2014.

Valenzuela P, EC Arellano, JA Burger, P Becerra. 2016. Using facilitation microsites as a restoration tool for conversion of degraded grasslands to *Nothofagus* forests in Southern Patagonia. *Ecological Engineering* 95: 580–587.

Veblen TT. 1982. Growth patterns of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean *Nothofagus* forests and their influences in forest dynamics. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 109: 474–487.

Yefi I. 2012. Conservación de relictos de *Pilgerodendron uviferum* en turberas de Chiloé. Tesis Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 36 p.

12 Actividades de restauración en bosques jóvenes de *Sequoia sempervirens*: Implicaciones para la restauración de otros tipos de bosques

Restoration activities in young Sequoia sempervirens forests: Implications for restoration in other forest types

Kevin L. O'Hara*, Lathrop P. Leonard, Christopher R. Keyes, Lakshmi Narayan

Resumen

El raleo de densidad variable (RDB) es una forma de redireccionar la trayectoria de desarrollo de rodales hacia una estructura de rodal más heterogénea. En rodales de secuoyas costeras (*Sequoia sempervirens*) en California, se ha utilizado el RDB para dirigir el desarrollo de rodales jóvenes hacia estructuras de bosques adultos. Los bosques adultos de secuoya costera son conocidos por el tamaño de sus árboles y la magnificencia de sus bosques. Se probó y evaluó la efectividad de cuatro protocolos silviculturales para aumentar la heterogeneidad estructural de los bosques de secuoyas. Los protocolos fueron exitosos reduciendo la densidad total y aumentando presencia relativa de las secuoyas, pero su efectividad varió según el aumento de la variabilidad de los rodales, como se observa en el coeficiente de variación. En general, los protocolos que fueron más difíciles de implementar obtuvieron mejores resultados y los que fueron más fáciles de implementar generaron resultados menos efectivos. En el caso de las secuoyas del norte de California, un gran problema es la presencia de osos negros (*Ursus americanus*) y el daño que provocan a los fustes de los árboles. Los osos dañan los árboles más grandes y vigorosos en los rodales raleados, invalidando, de ese modo, los resultados beneficios del RDV. En las áreas donde los osos provocan grandes daños, los métodos de raleo necesitarían ser modificados para reducir el daño de los osos.

Palabras clave: restauración, secuoya costera, raleo de densidad variable, silvicultura, osos negros.

Abstract

Variable-density thinning (VDT) is a means of redirecting the trajectory of stand development towards a more heterogeneous stand structure. In coast redwood (*Sequoia sempervirens*) stands in California, VDT has been used to direct the development of young stands towards old forest structures. Old coast redwood forests are renowned for the size of trees and the magnificence of the groves they form. Four different protocols were tested and evaluated on their effectiveness for enhancing structural heterogeneity and increasing redwood. The protocols were effective at reducing density and increasing redwood. They varied in their effectiveness at increasing variability as represented by the coefficient of variation. Generally, the protocols that were the most difficult to implement achieved the best results, and those that were easier to implement produced less effective results. For coast redwood on California's north coast, an overriding issue is the presence of black bears (*Ursus americanus*) and the damage they do to tree stems. Bears damage the largest, most vigorous trees in the thinned stands thereby negating the benefits of the VDT. In areas where bears extensively damage forest stands, thinning methods may need to be modified to reduce damage from bears.

Key words: restoration, coast redwood, variable-density thinning, silviculture, black bears.

Introducción

Los ecosistemas de secuoya costera son conocidos por el tamaño de los árboles individuales y las magníficas estructuras forestales que forman (figura 12.1). Los árboles de secuoya más altos exceden 110 m, la biomasa total puede superar 3.000 ton/ha (Westman y Whittaker 1975, Fujimori 1977) y la producción en volumen de madera puede superar 75 m^3/ha/año (Jones y O'Hara, 2012). La secuoya costera es también única porque es una conífera que rebrota fácilmente desde tocones, los árboles alcanzan los 2.000 años y es una especie hexaploide (Olson *et al*. 1990). Los bosques adultos de secuoya forman estructuras complejas que son heterogéneas horizontalmente y verticalmente. Estos bosques adultos

* Autor de correspondencia: kohara@berkeley.edu.



Figura 12.1 Bosque de secuoyas antiguo en una terraza aluvial.

también son resistentes a los incendios y a las inundaciones, dos de los principales agentes de disturbio en estos ecosistemas (Lorimer *et al*. 2009, Ramage *et al*. 2010). La densidad de los bosques adultos es baja, normalmente 60 árboles/ha (Dagley y O'Hara 2003, Lorimer *et al*. 2009). Se estima que los bosques adultos comprenden el 10% de la zona de distribución original de los bosques de secuoya, debido primordialmente a la cosecha de madera en el pasado (Fox 1996). Muchos de estos bosques son manejados activamente para producir madera y algunas áreas se encuentran en su tercera rotación usando silvicultura coetánea.

Muchos bosques de secuoya costera han sido convertidos de terrenos de producción industrial a parques o zonas protegidas, con el objetivo de aumentar el área con bosques adultos y propiciar conexiones entre bosques adultos remantes. Sin embargo, prácticamente todos estos terrenos han sido cosechados en las últimas décadas, principalmente, por medio de tala rasa. La regeneración de muchos bosques recientemente talados consistió en plantar primordialmente pino Oregón o Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*), regeneración natural por rebrote de tocón de secuoya y de otras latifoliadas, como el roble curtiente (*Notholithocarpus densiflorus*) y plantas de regeneración de otras coníferas. Los patrones espaciales de regeneración son, a menudo, altamente agregados dentro de un mismo rodal (figura 12.2). Estos rodales incluyeron árboles plantados con espaciamientos regulares y regeneración altamente agregada de rebrotes de secuoyas y otras especies latifoliadas. Estos bosques tienen normalmente densidades totales más altas y con menos árboles de secoya que los bosques adultos que existieron antes de la cosecha inicial. Por ello, la reducción de la densidad representa un objetivo para la restauración.

La secuoya es una especie única en muchos aspectos relacionados con su ecología, pero también tiene muchas similitudes asociados a los problemas de restauración de otros tipos de bosques en mundo. En este capítulo, analizamos la experiencia de tratamientos silvícolas de restauración para dirigir la trayectoria de rodales jóvenes hacia estructuras forestales adultas de secuoya.



Figura 12.2 Tala rasa de dos años, que muestra grupos de rebrotes de secuoya costera amontonados alrededor de tocones cortados.

Raleo de densidad variable

El raleo de densidad variable (RDV) es un enfoque de reducción de densidad que intenta aumentar la variabilidad estructural en el rodal (Carey 2003). Un RDV reduce normalmente la densidad del rodal a distintos niveles dentro de un mismo rodal y favorecería distintas clases de dosel, a diferencia de un raleo convencional que generalmente elimina árboles más pequeños en el rodal de manera uniforme. El RDV intenta aumentar la variación horizontal y vertical en la estructura del rodal. El RDV también debería aumentar el crecimiento de los árboles residuales y mejorará la salud del rodal. El resultado de un RDV serían parches dentro del rodal con mayor y menor densidad e incluso claros sin árboles. Las diferencias en estos parches se acentuarían durante el desarrollo subsecuente del rodal, porque la densidad tiende a afectar las tasas de crecimiento, mortalidad, regeneración natural y desarrollo estructural. El objetivo del RDV es promover el desarrollo de un rodal con una heterogeneidad estructural mayor que un raleo más convencional (Carey 2003). Si bien el objetivo del RDV es aumentar la variabilidad dentro del rodal, el rodal continúa siendo la unidad operacional (O'Hara y Nagel 2013).

Los tratamientos del RDV son a menudo difíciles de implementar y difieren del raleo convencional, porque el raleo se ha enfocado tradicionalmente en expandir de manera uniforme el espacio de crecimiento a nivel de árboles individuales (O'Hara *et al*. 2012). Se requiere un protocolo o fórmula más complicada para el RDV, ya que el tratamiento debe variar en todo el rodal. Los protocolos de RDV incluyen instrucciones sobre cómo obtener esta variabilidad de forma sistemática. O'Hara *et al*. (2012) describieron esto como una paradoja debido a la dificultad de desarrollar protocolos simples para crear sistemáticamente estructuras de rodal complejas. Los protocolos para el RDV son siempre complejos y es difícil conseguir la complejidad deseada en la estructura del rodal.

Se han realizado varios ensayos de raleo en rodales de secuoya para examinar los efectos del RDV y comparar distintos métodos para obtener la variabilidad deseada en el rodal. Los resultados de estos

ensayos entregan información para guiar actividades similares de restauración en otros rodales y en otros tipos de bosques. En estos ensayos, los árboles fueron identificados para remoción por uno de los dos siguientes métodos: los árboles fueron marcados con pintura, normalmente utilizada para designar su estado como árboles para la remoción o la retención, o el operador está autorizado para seleccionar los árboles para su remoción. Para el primer método, se requirió un ingeniero forestal experimentado que anticipara el desarrollo futuro del rodal y creara una estructura de rodal diversa que acentuara la diversidad estructural a medida que se desarrollaba. Con el último método, los forestales también deben ser capaces de identificar árboles para remoción y crear una estructura de rodal diversa junto con eliminar físicamente los árboles sin dañar los árboles residuales.

En la costa norte de California, los osos negros (*Ursus americanus*) dañan coníferas jóvenes incluyendo la secuoya (Giusti 1990, Kimball *et al*. 1998, O'Hara *et al*. 2010). Los osos sacan la corteza para comer el cambium, especialmente en la primavera cuando las otras fuentes de comida son escasas (figura 12.3). Los osos prefieren los árboles más vigorosos de los rodales jóvenes y algunos de los peores daños han sido asociados en rodales raleados (Kimball *et al*. 1998, O'Hara *et al*. 2010). Cuando los árboles son anillados, el fuste comúnmente muere, pero, en el caso de la secuoya, un árbol completamente anillado rebrotará de tocón normalmente (Giusti 1990; O'Hara *et al*. 2010). El excesivo daño provocado por osos puede disminuir la progresión sucesional para obtener características de bosques adultos por medio del retraso de la aparición de árboles grandes.

En cualquier caso, diseñar rodales para aumentar la variabilidad involucra desarrollar reglas o directrices para guiar decisiones sobre cuáles árboles a retener y cuáles a remover. Se han desarrollado y probado muchos métodos de RDV en los rodales de secuoya en la costa de California, los cuales van de procesos de marcación simples a muy complejos y, por ende, la facilidad de su aplicación también varía considerablemente.

Protocolos de prescripcion de raleo de densidad variable

Se han usado cuatro tipos distintos de protocolos como tratamientos de restauración en rodales jóvenes de secuoya costeras (figura 12.4): 1) *Grilla aleatoria* incluyendo densidad baja y moderada; 2) *Regla Dx*; 3) *Raleo a distancias* incluyendo una variación de espaciamiento de 4,9 y 6,1 m; y 4) *Liberación localizada*. Los protocolos de grilla aleatoria fueron desarrollados para obtener espaciamientos variables. Los otros protocolos fueron tratamientos de raleos operacionales. También se implementaron raleos de espaciamiento y despeje localizado de vegetación en bloques para realizar un monitoreo a largo plazo. Estos protocolos son descritos más detalladamente en O'Hara *et al*. (2012).

Grilla aleatoria. se elaboraron dos objetivos de densidad en prescripciones para el raleo en la cuenca Mill Creek de lo que ahora es el Parque Estatal De Secuoyas Costeras del Norte de California. Las plantaciones fueron establecidas en rodales cosechados de secuoyas que habían sido plantados con plántulas de pino Oregón e incluían, entre otras especies, secuoya originada de rebrotes de tocón. Al momento del raleo, las plantaciones tenían 12 a 14 años. Los sitios son productivos, y corresponden a planicies aluviales de pendiente moderada. Se elaboraron dos objetivos de manejo de la densidad en los bosques tratados, en conjunto con el personal del parque estatal y la Liga Salven a las Secuoyas (ONG). Un protocolo de densidad descrito como "densidad baja" tenía como objetivo remover 125 árboles/ha, con una mortalidad permitida posible de 60 árboles/ha (185 árboles/ha). El segundo protocolo de densidad fue de aproximadamente 370 árboles/ha (incluyendo la mortalidad permitida).

Se le solicitó al marcador que visualizara un área igual al área promedio de árboles para las dos densidades posteriores al raleo (ver arriba), excluyendo la mortalidad permitida. Para el tratamiento de densidad baja, esa "celda" sería 1/125 ha o aproximadamente 81 m^2. Se generó un número aleatorio del 1 al 4 para representar el número de árboles residuales



Figura 12.3 Grupo de rebrotes de secuoya joven con árboles dañados por osos negros.

por celda. Un "4" indicaba que todos los árboles eran cortados por celda. Los árboles 0-3 conservados en cada celda dieron como resultado una media de 1,5 árboles por celda o aproximadamente 185 a 370 árboles/ha en los tratamientos de densidad baja y moderada, como también en la variabilidad espacial (figura 12.4). Los métodos y las descripciones de los sitios de estudio fueron detallados en O'Hara *et al*. (2010).

La regla Dx. Este protocolo intentaba disminuir el componente de árboles de latifoliadas en favor del pino Oregón. El sitio de estudio está en la cuenca Panther Creek del Parque Estatal del Secuoyas de Humboldt, en el condado de Humboldt en California, en rodales que habían sido cortados 47 años antes del tratamiento. El sitio se encontraba regenerado naturalmente y, antes del tratamiento de RDV, incluía un área basal de cerca de 36,7 m^2/ha y

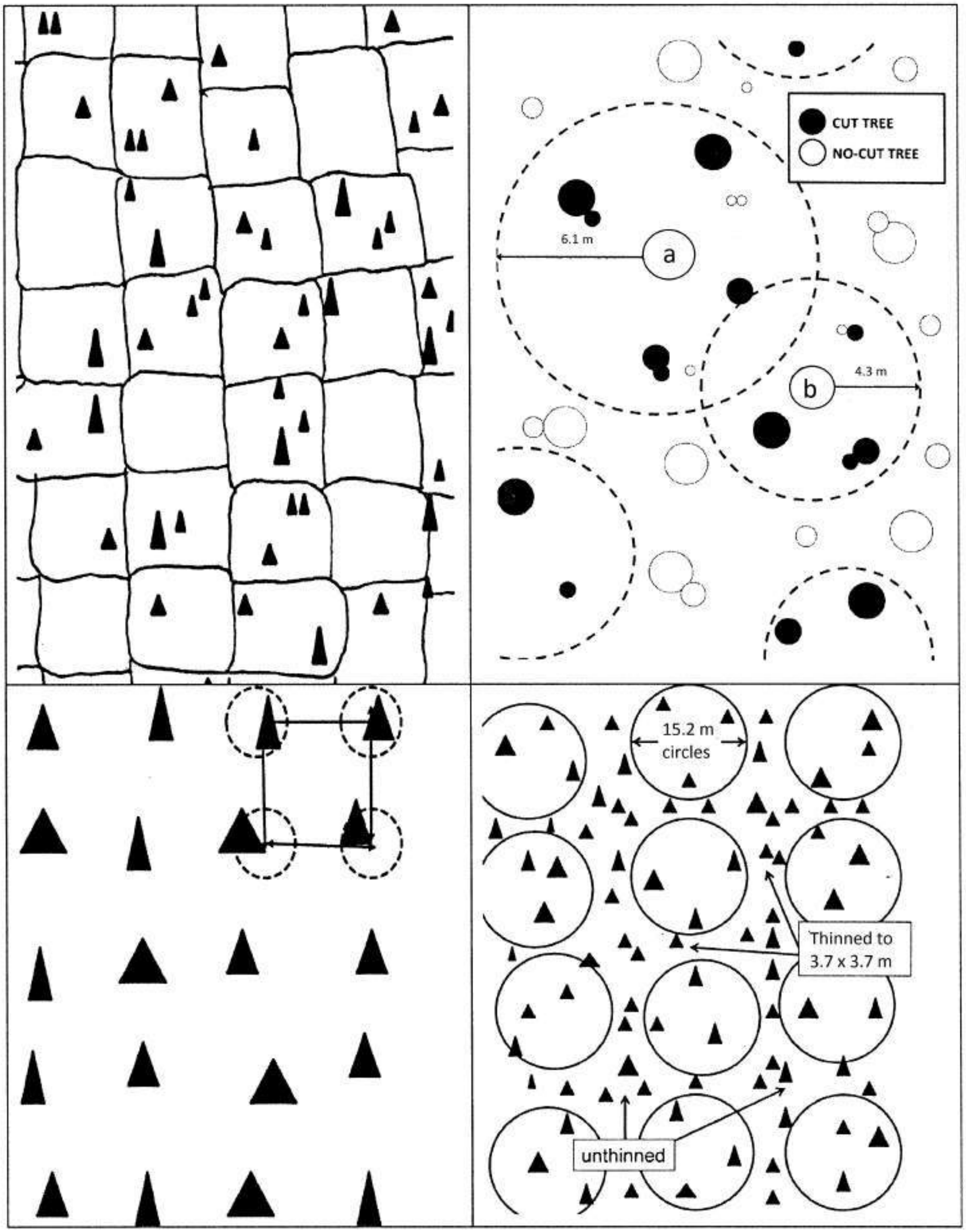


Figura 12.4 Diagramas esquemáticos de los cuatro protocolos de RDV. Arriba a la izquierda está la Grilla Aleatoria, donde las celdas se muestran con 0 a 4 árboles residuales. Arriba a la derecha está la Regla Dx, donde los árboles en los círculos con guión son eliminados con excepción del árbol central. Este protocolo se aplica en unidades inglesas donde el radio del círculo en pulgadas es multiplicado por 2 para obtener la distancia en pies) para el árbol "a", el radio es el máximo de 6,1 m, para el árbol "b" con una DAP de 7 pulgadas se convierte en un radio de círculo de 14 pies de 4,3 m. Abajo a la izquierda se encuentra el Raleo de espaciamiento, donde se seleccionaron los árboles en una grilla de 4,9 x 4,9 y 6,1 x 6,1. Los círculos representan el margen de 1,2 m para seleccionar el mejor árbol. Abajo a la derecha está el Liberación localizada, donde se conservaron 3 árboles residuales en cada círculo de 15,2 m. Las áreas entre los círculos fueron raleadas a un espaciamiento de 3,7 x 3,7 y las áreas entre cuatro círculos no fueron raleadas. Las figuras no están a escala y fueron adaptadas de O'Hara *et al*. (2012).

680 árboles/ha. Los árboles de especies latifoliadas, principalmente el roble curtiente (*Notholithocarpus densiflorus*) y el madroño del Pacífico (*Arbutus menziesii*), representaban más del 50% de los árboles/ha antes del tratamiento. Los tratamientos de RDV fueron aplicados en ambos lados de la cuenca Panther Creek (orientación norte y sur) durante años sucesivos. El objetivo del protocolo fue reducir la densidad y aumentar la proporción relativa del pino Oregón.

La regla *Dx* usó un multiplicador basado en el diámetro para determinar el espaciamiento residual (figura 12.4). Por ejemplo, el operador cuando encuentra un pino Oregón o secuoya más grande, o de más de 13 cm de DAP, el cual es el árbol de retención, multiplica la DAP (en pulgadas) por dos y elimina los árboles en un radio igual a esos pies o de no más de 6,1 m. Dentro del radio de corte de *Dx*, las restricciones de corte prohíben cortar árboles de menos de 13 cm de DAP, coníferas mayores a aproximadamente 25 cm de DAP o árboles de latifoliadas mayores a 38 cm DAP, aproximadamente. Luego el operador se dirige al siguiente árbol de retención sin importar la distancia del árbol de retención anterior y repite el proceso. Se pueden encontrar más detalles sobre este protocolo en Keyes *et al.* (2010).

Raleos de espaciamiento. Se utilizó un tratamiento de RDV de 4,9 x 4,9 y de 6,1 x 6,1 en el Parque Estatal de Secuoyas Costeras Del Norte. Estos dos tratamientos intentaban encontrar árboles de retención apropiados en la grilla propuesta con un margen de 1,2 m para encontrar el árbol conveniente más cercano al punto de la grilla (figura 12.4). Los rodales son altamente productivos, tenían entre 11 a 24 años y fueron plantados con pino Oregón después de la tala rasa. Los tratamientos RDV cambiaron la composición hacia el predominio de secuoyas, al favorecer la secuoya como árbol de retención y al no realizar raleos en secuoyas que se encontraban en grupos de rebrotes de tocón. Se logró variabilidad por medio del margen de espaciamiento para encontrar el árbol más conveniente y al no ralear grupos de rebrotes de tocón.

Liberación localizada. Este método fue usado en el Parque Estatal de Secuoyas Costeras Del Norte, en rodales predominantemente plantados con pino Oregón después de una tala rasa. Las operaciones de raleos cortaron círculos de 7,6 m que retenían los tres mejores árboles sin importar el distanciamiento entre ellos. Se favorecieron las secuoyas y los grupos de rebrotes de tocones se consideraron como un solo árbol, lo que acentuó la variabilidad espacial. Los círculos fueron separados por árboles que fueron raleados a un distanciamiento de 3,7 x 3,7 m. Las áreas entre 3 o 4 círculos no fueron raleados, entregando variabilidad espacial adicional. Se conservaron estos parches sin raleo para aumentar la variabilidad y se crearon parches donde el daño por los osos era menos probable.

Resultados

Todos los métodos redujeron efectivamente la densidad, aunque no a los niveles esperados cuando se desarrollo el protocolo. En general, las densidades después del raleo fueron más altas que las esperadas, demostrando que los silvicultores son típicamente conservadores en la remoción de árboles. Por ejemplo, el protocolo de la *Grilla Aleatoria* tenía como objetivo densidades que iban de 185 y 371 árboles/ha para los tratamientos de densidad baja y moderada. Las densidades posteriores al raleo fueron de 192 a 331 y de 346 a 558 para los tratamientos de densidad baja y moderada, respectivamente. En los *Raleos a distancia,* los objetivos de distancia de 4,9 a 6,1 se excedieron en cerca de 38% y 215%, respectivamente.

Otro objetivo de estos tratamientos de RDV era cambiar la composición de especies, así, aumentar la secuoya era un objetivo para todos los protocolos, menos para el protocolo de *Raleo Dx,* donde la prioridad era aumentar el pino Oregón. El protocolo de *Grilla Aleatoria* aumentó la secuoya de aproximadamente 23% a 64% y 47% en los tratamientos de densidad baja y moderada, respectivamente. En los protocolos de *Espaciamiento* y *Liberación localizada*, la secuoya aumentó de un 25%, antes del tratamiento, a un 37% hasta 47% después del tratamiento.

Se utilizó el coeficiente de variación (C.V.) de la densidad de la parcela para representar heterogeneidad en patrones espaciales de las áreas de estudio. A diferencia de tratamientos silvícolas más tradicionales, el RDV pretende aumentar heterogeneidad y producir C.V. altos. Los seis protocolos aumentaron la heterogeneidad como se observa en el C.V. (cuadro 12.1). Los resultados no se pueden comparar entre todos los protocolos debido al número altamente variable de las parcelas y las diferencias estructurales de los rodales antes del tratamiento. En general, los tratamientos más intensivos obtuvieron los valores más altos de C.V., así los tratamientos de la *Grilla Aleatoria* de densidad baja y el *Raleo de espaciamiento* de 6,1 m consiguieron C.V. más altos que los protocolos de mayor densidad. Los *Raleos de espaciamiento* no lograron mucho aumento de la heterogeneidad espacial sobre los valores anteriores al tratamiento. Este resultado se debería a que el espaciamiento de la grilla es el elemento central en este protocolo. El protocolo de *Liberación localizada* obtuvo un mayor C.V. a pesar de que el raleo generó una mayor densidad residual. La *Regla Dx* logró el C.V. más grande (cuadro 12.1), pero esto se debió, en parte, al alto nivel de heterogeneidad estructural en esta área de estudio antes del tratamiento.

Para el protocolo de la *Grilla Aleatoria, l*a variación del tamaño de los árboles fue representada por el C.V. del DAP y el volumen diez años después del raleo en O'Hara *et al*. (2010). Los C.V. aumentaron después del tratamiento. El mayor aumento en el C.V. después de diez años se observó en el DAP. Los C.V. más altos para todas las medidas se obtuvieron en el tratamiento de baja densidad. El volumen, que integra tanto la altura como el DAP, respondió de forma intermedia al raleo. La estructura vertical no fue representada por el monitorio posterior al tratamiento de ninguno de los protocolos.

Solo el estudio que usa tratamientos de *Grilla Aleatoria* ha analizado el daño por osos después del tratamiento. O'Hara *et al*. (2010) informó una alta proporción de árboles dañados después de tan solo cuatro años en los tratamientos raleados, pero niveles bajos de daño en los rodales no raleados. Después de 10 años, más del 50% de los árboles de secuoya en los tratamientos de baja densidad estaban muertos, aparentemente debido al daño por osos. El daño fue menor en los tratamientos de densidad moderada y menos del 10% en el tratamiento control sin raleo. También los árboles de pino Oregón fueron dañados con mayor frecuencia en el raleo de menor densidad que en los tratamientos de densidad moderada. Si se comparan los árboles residuales no dañados diez años después del tratamiento, los árboles residuales de baja densidad crecieron con más rapidez, seguidos por los árboles residuales de densidad moderada. Sin embargo, cuando se comparan todos los árboles el diámetro y la altura promedio fueron mayores en el tratamiento de control (figura 12.5).

Cuadro 12.1 Coeficiente de variación (C.V.) para los árboles/ha en áreas tratadas y no tratadas. El C.V. fue calculado con medias de parcelas dentro de los bloques (n). Los bloques estaban compuestos generalmente por 3 parcelas cada uno, pero los dos bloques en la cuenca Panther Creek incluyeron 41 y 59 parcelas. Los paréntesis indican donde se puede comparar mejor el C.V. debido al igual número de parcelas y a los tamaños de las parcelas.

Protocolo	CV No tratados /antes del tratamiento	n	CV Tratados	n
Grilla aleatoria-densidad moderada	0,25	5	0,39	5
Grilla aleatoria-baja densidad			0,43	9
Regla Dx	0,49	2	0,78	2
4,9 x 4,9 m			0,18	5
6,1 x 6,1 m	0,17	5	0,21	5
Liberación localizada			0,33	5

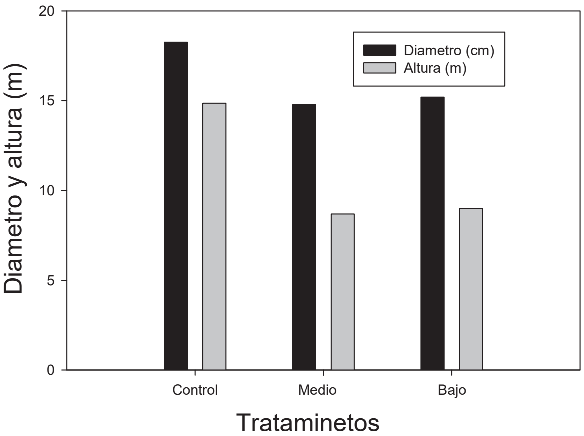


Figura 12.5 Diámetro promedio en los tratamientos de control, bajos y moderados después de diez años. Los tratamientos de raleo tuvieron un tamaño promedio menor debido a la mortalidad causada por los osos preferentemente en los árboles grandes.

Discusión

La historia especial de vida de la secuoya costera y la complejidad y longevidad de los bosques adultos representan muchos desafíos para su restauración forestal. Los bosques adultos de secuoya a menudo incluyen árboles de más de mil años, de más de 100 m de altura y niveles de biomasa del ecosistema que pueden exceder las 3.000 ton/ha. Los tratamientos de restauración para acelerar la formación de estas y otras características son complicados por la gran cantidad de tiempo necesaria para obtener estos objetivos.

El RDV es el primer paso lógico en el proceso de restauración, pues puede aumentar variación en los patrones espaciales, la estructura vertical, y la estructura etaria, como también dirigir la composición de especies. Puede estimular el crecimiento de árboles residuales (Lindquist 2004, O'Hara *et al*. 2015) y acelerar el proceso de formación de características de bosque adulto, pero no puede desarrollar un bosque adulto de manera instantánea. En el caso de la secuoya, este proceso tomaría mínimo varios siglos.

Un análisis previo de estos protocolos de RDV señalaron que todos servían para lograr los objetivos de reducir la densidad y aumentar la heterogeneidad en la estructura del rodal (O'Hara *et al*. 2012). Algunos de estos métodos fueron más efectivos reduciendo la densidad y otros en aumentar la heterogeneidad estructural (cuadro 12.2). O'Hara *et al*. (2012) mencionaron que los métodos más efectivos para lograr los objetivos de RDV fueron los más difíciles de implementar. O'Hara *et al*. (2012) describieron esto como una "paradoja" porque no hubo formas fáciles de crear complejidad. Las dificultades para crear complejidad no correspondieron necesariamente a un mayor gasto. Por ejemplo, el protocolo de *Liberación localizada* creó más complejidad y tomó más tiempo de aprendizaje, pero fue aproximadamente 50% más eficiente de implementar que los *Raleos a Distancias*.

El daño por osos es un gran obstáculo para la restauración en algunas partes de la zona de distribución de la secuoya. Esto sucede principalmente en la parte norte de la distribución de la secuoya, por su parte, en las partes centrales y meridionales de su distribución, el daño por osos es menos común.

Cuadro 12.2 Matriz del rendimiento de los seis protocolos RDV para cumplir con los cuatro criterios de evaluación (O'Hara *et al.* 2012).

Protocolo	Densidad objetivo	Objetivo de compasión de especies	Heterogeneidad de rodal	Facilidad de implementación
Grilla aleatoria-densidad moderada	Bueno	Bueno	Bueno	Difícil
Grilla aleatoria-baja densidad	Bueno	Bueno	Bueno	Difícil
Regla Dx	Bueno	Bueno	Bueno	Moderado
4,9 x 4,9 m	Moderado	Pobre	Pobre	Fácil
6,1 x 6,1 m	Moderado	Pobre	Pobre	Fácil
Liberación localizada	Moderado	Moderado	Bueno	Moderado

El daño mata algunos árboles, en particular, al pino Oregón (O'Hara *et al*. 2010). Los osos prefieren los árboles más grandes y vigorosos en estos rodales jóvenes. Cuando los árboles de secuoya son anillados parcialmente continúan con vida, pero probablemente con menos vigor. Cuando los árboles de secuoya son completamente anillados, normalmente rebrotan de la base del árbol. Esto genera un grupo de árboles más pequeños, aumentando así la densidad e invalidando uno de los objetivos del RDV. La decisión de usar el RDV en bosques de secuoya donde osos dañan los árboles debería considerar los efectos potenciales de los osos y sus efectos negativos para la obtención de los resultados de restauración. Ya que el crecimiento potencial del árbol y el daño de los osos aumentan a medida que la densidad disminuye, los operarios en las áreas propensas a daños por osos necesitarían retener densidades mayores de árboles y aceptar tasas de crecimiento menores por árbol en comparación a las áreas sin problemas con osos. Investigaciones futuras podrían identificar las densidades de árboles óptimas que representen un equilibrio entre la promoción del crecimiento vigoroso a largo plazo y la disminución del daño extensivo por osos.

Mucho de los tratamientos de restauración iniciales en la secuoya costera se implementaron en rodales jóvenes que fueron plantados con espaciamiento regulares. La pérdida de árboles por osos en estos rodales, ya sean raleados o no, acentúa la diversidad horizontal y podría ser visto como un medio de raleo natural en estos rodales, también generan la disminución del tamaño promedio de los árboles (figura 12.5) y aumenta el desarrollo de grupos de rebrotes de secuoya alrededor de los árboles de secuoya dañados por osos. A pesar de la pérdida de árboles más grandes a causa de los osos en los tratamientos de raleo, aun así, la variación fue mayor en estos tratamientos (figura 12.6). El RDV sigue siendo considerado como un tratamiento útil ya que promueve una estructura diversa y, al mismo tiempo, acelera el crecimiento de árboles residuales. Sin embargo, las ventajas del RDV

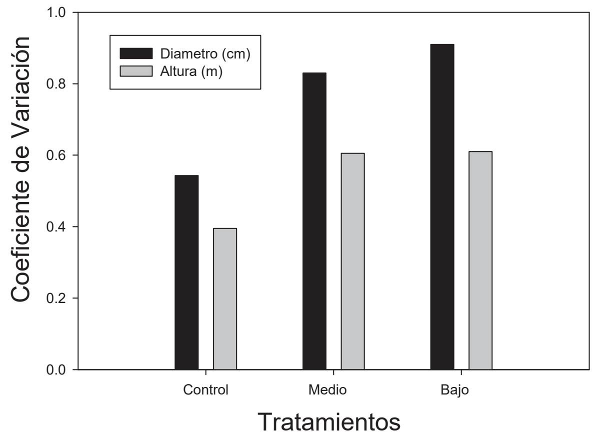


Figura 12.6 Coeficiente de Variación para el diámetro y la altura diez años después del raleo. A pesar de la preferencia que tienen los osos por los árboles más grandes, los tratamientos de raleo aumentaron la variación.

pueden ser invalidadas cuando situaciones, como el potencial de daño por osos a los árboles en la costa norte de California, no se anticipan adecuadamente en el desarrollo de las prescripciones del raleo. Sin embargo, el daño de los osos mencionado es para rodales raleados a menores densidades, que las vistas en las operaciones de raleo precomerciales más tradicionales, donde a menudo se retienen más de 400 árboles/ha hasta el raleo comercial. La cantidad apropiada de variabilidad provocada por cualquier prescripción de manejo necesitaría ser limitada para evitar consecuencias inesperadas del tratamiento, tales como el daño excesivo y la mortalidad en áreas de densidad baja. El raleo para densidades más altas o con menos variabilidad necesitaría raleos más frecuentes para promover el continuo crecimiento y la heterogeneidad. Los raleos posteriores en rodales con árboles más grandes permitirían una mayor variabilidad y menores densidades de árboles, ya que el daño de los osos parece ser más común en árboles más pequeños (Russell *et al*. 2001), como los que predominan en nuestras áreas de estudio. Por ello, se podría optar por un equilibrio entre el raleo intensivo para dirigir el rodal hacia una estructura antigua en un solo tratamiento y tratamientos múltiples que

hacen lo mismo con más gastos, debido a la mayor severidad del daño por osos en los tratamientos de raleo intensivos.

Si se utiliza el RDV con objetivos de restauración se debería realizar un esfuerzo deliberado para asegurar que el raleo no solo reduzca la densidad, sino que también aumente el desarrollo de la diversidad estructural. Los métodos presentados aquí varían en su efectividad para lograr estos objetivos y existen además otras herramientas para obtener objetos similares. Por ejemplo, Churchill *et al*. (2013) desarrollaron un método para individuos (árboles), grupos y claros que contribuye con el diseño de estructuras que corresponderían más rigurosamente a las condiciones de referencia o lograrían estructuras de rodal resilientes. Por el contrario, se podrían presentar argumentos para permitir que los propios marcadores experimentados desarrollen estructuras diversas de rodales con orientaciones formales o cuantitativas mínimas, que mantengan las estructuras dentro de límites generales. Se han propuesto formas similares de "silvicultura libre" para regímenes de manejo de rodales multietarios complejos (O'Hara 2014).

Conclusiones

El raleo de densidad variable es un tratamiento viable para acentuar la diversidad estructural y acelerar el desarrollo de características de bosque adulto en bosques dominados por secuoya y otros tipos de bosques. Estos tratamientos de raleo pueden fomentar el desarrollo de estructuras complejas de rodales y acelerar el proceso de desarrollo del rodal. Un continuo desafío será la creación de directrices o normas de manejo para fomentar estructuras complejas de rodal que puedan ser implementadas sistemáticamente en distintos momentos y lugares. En los bosques de secuoya de la costa norte de California, el daño de los osos podría limitar las opciones del RDV. En otras situaciones donde no hay problema con los osos, el RDV es una herramienta útil para orientar el desarrollo de rodales jóvenes hacia las características de bosques adultos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al proyecto Universidad de California (Berkeley) -Conicyt (#77447) por financiar este proyecto y el viaje del autor principal a Chile para participar del presente coloquio.

Referencias

Carey AB. 2003. Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning. *Forestry* 76(2): 127-136.

Churchill DJ, AJ Larson, MC Dahlgreen, JF Franklin, PF Hessburg, JA Lutz. 2013. Restoring forest resilience: From reference spatial patterns to silvicultural prescriptions and monitoring. *Forest Ecology and Management* 291: 442-457.

Dagley CM, KL O'Hara. 2003. Potential for old forest restoration and development of restoration tools in coast redwood: A literature review and synthesis. Unpublished manuscript, Save-the-Redwoods League. San Francisco, California.

Fox L. 1996. Current status and distribution of coast redwood. In Proceedings of the conference on coast redwood forest ecology and management. June 18-20, 1996. Humboldt State University, Arcata, California. p 18-20.

Fujimori T. 1977. Stem biomass and structure of a mature *Sequoia sempervirens* stand on the Pacific Coast of northern California. *Journal of the Japanese Forestry Society* 59(12): 431-441.

Giusti G A 1990. Black bear feeding on second growth redwoods: a critical assessment. In Davis LR, RE Marsh, eds. Proceedings of the 14th Vertebrate Pest Conference. University of California–Davis. p 214–217.

Jones DA, KL O'Hara. 2012. Carbon density in managed coast redwood stands: implications for forest carbon estimation. *Forestry* 85(1): 99-110.

Kimball BA, EC Turnblom, DL Nolte, DL Griffin, RM Engeman. 1998. Effects of thinning and nitrogen fertilization on sugars and terpenes in Douglas-fir vascular tissues: implications for black bear foraging. *Forest Science* 44: 599–602.

Keyes CR, TE Perry, JF Plummer. 2010. Variable-density thinning for parks and reserves: An experimental case study at Humboldt Redwoods State Park, California. In Jain TB, RT Graham, J Sandquist, eds. Integrated management of carbon sequestration and biomass utilization opportunities in a changing climate, Proc. of the 2009 National Silviculture Workshop, USDA For. Serv. Proc. RMRS-P-61. p 227-237.

Lorimer CG, DJ Porter, MA Madej, JD Stuart, SD Viers, Jr, SP Norman, KL O'Hara, WJ Libby. 2009. Presettlement and modern disturbance regimes in coast redwood forests: implications for the conservation of old-growth stands. *Forest Ecology and Management* 258: 1038-1054.

Lindquist JL 2004. Growth & yield report for the Whiskey Springs redwood commercial thinning study: a twenty-nine year status report (1970–1999). California Department of Forestry & Fire Protection, California Forestry Report No. 3.

O'Hara KL. 2014. Multiaged Silviculture: Managing for Complex Stand Structures. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom. 213 p.

O'Hara KL, Nagel LM. 2013. The stand: revisiting a central concept in forestry. *Journal of Forestry* 111: 335-340.

O'Hara KL, JCB Nesmith, L Leonard, DJ Porter. 2010. Restoration of old forest features in coast redwood forests using early-stage variable-density thinning. *Restoration Ecology* 18(S1): 125-135.

O'Hara KL, LP Leonard, CR Keyes. 2012. Variable-density thinning and a marking paradox: Comparing prescription protocols to attain stand variability in coast redwood. *Western Journal of Applied Forestry* 27(3): 143-149.

O'Hara KL, L Narayan, KG Cahill. 2015. Twelve-year response of coast redwood to precommercial thinning treatments. *Forest Science* 61(4): 780-789.

Olson, D.F., Roy, D.F., Walters, G.A., 1990. Sequoia sempervirens (D. Don) Endl., redwood. In: Burns, R.M., Honkala, B.H. (Tech. Coords.), 1990. Silvics of North America, vol. 1, Conifers. US Government Printing Office, Washington, DC, USA, p. 541–551.

Ramage BS, KL O'Hara, BT Caldwell. 2010. The role of fire in the competitive dynamics of coast redwood forests. *Ecosphere* 1(6): art 20.

Russell, W.H., K. Carnell, and J.R. McBride. 2001. Black bear (Ursus americanus Pallus) feeding damage across timber harvest edges in Northern California coast redwood (Sequoia sempervirens [D. Don] Endl.) forests, USA. *Natural Areas Journal* 21: 324-329.

Westman WE, RH Whittaker. 1975. The pygmy forest region of northern California: studies on biomass and primary productivity. *Journal of Ecology* 63(2): 493-520.

13 Tratamientos de restauración en bosques de *Pseudotsuga menziesii*: Lecciones desde Oregón occidental

Restoration treatments in Pseudotsuga menziesii forests: Lessons from western Oregon

Klaus J. Puettmann*

Resumen

A principios de la década de los noventa, se inició un gran esfuerzo de investigación en Noroeste del Pacífico de Estados Unidos, para investigar cómo pueden ser manejadas las plantaciones de monocultivos coetáneas para acelerar el desarrollo de estructuras de rodales de sucesión tardía y entregando, al mismo tiempo, ingresos a los terratenientes. Se implementaron numerosos experimentos a gran escala en la región, los cuales comparaban los efectos de los distintos manejos de raleo (p. ej. variabilidad espacial) y densidades residuales (incluyendo la retención de reservas o parches intocadas y claros de distintos tamaños) en las características estructurales y composicionales del rodal. Este capítulo entrega un resumen de las respuestas a los tratamientos de restauración en términos de estructuras y funciones del ecosistema, incluyendo el crecimiento del árbol y del rodal, la mortalidad, la regeneración de los árboles y la vegetación y composición del sotobosque. En resumen, los estudios mostraron que tener en cuenta las condiciones iniciales, a escalas del vecindario y del rodal en las prescripciones de raleo, es crucial para el manejo exitoso. Las tendencias generales de respuesta de la vegetación fueron muy predecibles como, por ejemplo, una mayor regeneración de árboles y de la vegetación del sotobosque después del raleo, pero la mayoría de las respuestas fueron muy variables espacialmente. Obtener un amplio rango de estructuras y composición dentro de los rodales requiere de un set completo de tratamientos silvícolas, desde el retener parches de bosque sin tratamiento hasta áreas con raleo de densidad variable y la creación de claros de dosel más grandes. Los distintos componentes de la estructura del rodal y la composición de la vegetación respondieron a los raleos de restauración a distintas escalas de tiempo o incluso en direcciones distintas. El objetivo de acelerar el desarrollo de todos los componentes de los bosques de sucesión tardía de forma simultánea podría no ser adecuado. Por el contrario, los resultados sugieren que los tratamientos son más eficientes si los silvicultores fijan prioridades sobre dónde y cuándo los distintos componentes de la vegetación son más convenientes dentro de un rodal o paisaje. Los tratamientos de restauración pueden ser entonces especialmente diseñados para reflejar estas prioridades. Por último, los resultados destacan que el objetivo a largo plazo de restaurar las estructuras de rodal de sucesión tardía no puede ser logrado en una sola entrada o intervención en el bosque. Por el contrario, los silvicultores deberían desarrollar regímenes de restauración que incluyan planes de múltiples tratamientos a lo largo del tiempo.

Palabras clave: raleos de restauración, claros de dosel, islas de retención, habitat de sucesión tardia.

Abstract

Beginning in the early 1990s, a large research effort started in the Pacific Northwest of the United States to investigate how even-aged, monoculture plantations can be managed to accelerate the development of late-successional stand structures, while at the same time providing income to landowners. Numerous large-scale experiments were installed in the region that compared the effects of different thinning arrangements (e.g., spatial variability) and residual densities (including untreated leave islands and gaps of various sizes) on compositional and structural stand attributes. This chapter provides an overview of responses to the restoration treatments in terms of ecosystem structures and functions, including tree and stand growth, mortality, tree regeneration, and understory vegetation and composition. In summary, the studies showed that accounting for initial conditions at neighborhood and stand scales in the thinning prescriptions is crucial for successful management. General vegetation response trends were highly predictable, such as increased tree regeneration and understory vegetation after thinning, but most responses were spatially very variable. To achieve a wide range of structures and composition within stands requires a full suite of silvicultural

* Autor de correspondencia: klaus.puettmann@oregonstate.edu.

treatments, from unthinned leave islands to areas with variable density thinnings and creation of larger canopy gaps. Different components of stand structure and vegetation composition responded to restoration thinnings at different time scales or even in different directions. The goal to accelerate the development of all components of late successional forests simultaneously may not be appropriate. Instead, the results suggested that treatments are more efficient if foresters set priorities where and when the different vegetation components are most desirable within a stand or landscape. Restoration treatments can then be specifically designed to reflect these priorities. Last, the results highlight that the long-term goal of restoring late successional stand structures cannot be achieved in a single entry. Instead, foresters should develop restoration regimes that include plans for multiple treatments over time.

Key words: restoration thinning, gaps, leave islands, late-successional habitat.

Introducción

Cuando llegaron los europeos al Noroeste del Pacífico de Estados Unidos había enormes áreas cubiertas con bosques, principalmente dominados por especies de coníferas. Los pueblos nativos de Estados Unidos que vivían en la región utilizaban la madera para distintos utensilios, como arpones, tapetes y canastos, pero carecían de las herramientas para explotar grandes árboles y crear productos de ellos. Sin embargo, ellos manejaban los bosques por medio de incendios para, por ejemplo, aumentar cultivos de comida como del arándano siempreverde (*Vaccinium ovatum*) o del camas (*Camassia quamash*) o para mejorar los viajes y la caza (Agee 1993). Los colonos europeos vieron los grandes rodales de árboles como una limitación para el desarrollo de actividades agrícolas y de recreación, pero pronto reconocieron las oportunidades económicas que entregaban estos grandes árboles. A partir de 1820, y fomentado por la fiebre del oro en 1894, se desarrolló una industria para obtener ganancias de una cantidad "inagotable" de madera. Con el paso del tiempo, la industria se volvió más y más eficiente y cada vez más zonas del paisaje se vieron afectadas por las cosechas. Al principio, la mayor parte del área cosechada se regeneraba naturalmente, a menudo con una composición predominante de coníferas. A partir de 1930, las prácticas de reforestación cambiaron favoreciendo cada vez más la plantación de pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii*) como especie dominante. Mejores materiales de reproducción forestal y un uso mayor y eficiente de prácticas de control de malezas que comenzaron en la década de 1960 dieron lugar al paisaje actual de millones de hectáreas de plantaciones densas y homogéneas de pino Oregón. Típicamente, estas plantaciones se encuentran en terrenos de mejor calidad y con facilidades de acceso, mientras que los rodales remanentes de bosques adultos se concentraron en terrenos públicos, a mayor altitud o en áreas con acceso limitado (Schwantes 1996, Arnold *et al*. 2011).

A partir de 1970, los científicos y el público general comenzaron a preocuparse cada vez más acerca de las consecuencias medioambientales de este cambio a gran escala en el paisaje forestal (e.g. Forsman 1975). Estas preocupaciones alcanzaron su nivel más alto cuando la lechuza moteada del norte (*Strix occidentalis caurina*) se incluyó en la ley de especies en peligro de 1990. Al mismo tiempo, agencias federales de manejo comenzaron a discutir acerca de un cambio, pasando del enfoque de producción maderera a un paradigma de manejo de ecosistemas que enfatizara una mezcla de objetivos múltiples en lo económico y ecológico. El conflicto culminó con la creación del Plan Forestal del Noroeste (NFP, por sus siglas en inglés), que tenía como objetivo entregar una orientación sobre políticas balanceadas que integren preocupaciones sociales, económicas y ecológicas en un plan de manejo a largo plazo para los terrenos federales (USDA y USDI 1994).

Entre otras cosas, el NFP apuntaba a revertir la tendencia de la pérdida del hábitat de bosques adultos y restaurar estructuras de estos bosques en el paisaje forestal. Por consiguiente, incluía sugerencias para manejar las existentes plantaciones de pino Oregón, de manera que no solo generara ingresos, sino que también acelerara el desarrollo del hábitat de sucesión tardía. Ya que existía información limitada acerca de cómo lograr este objetivo, los investigadores realizaron una variedad de estudios a gran escala (figura 13.1; Poage y Anderson 2007).

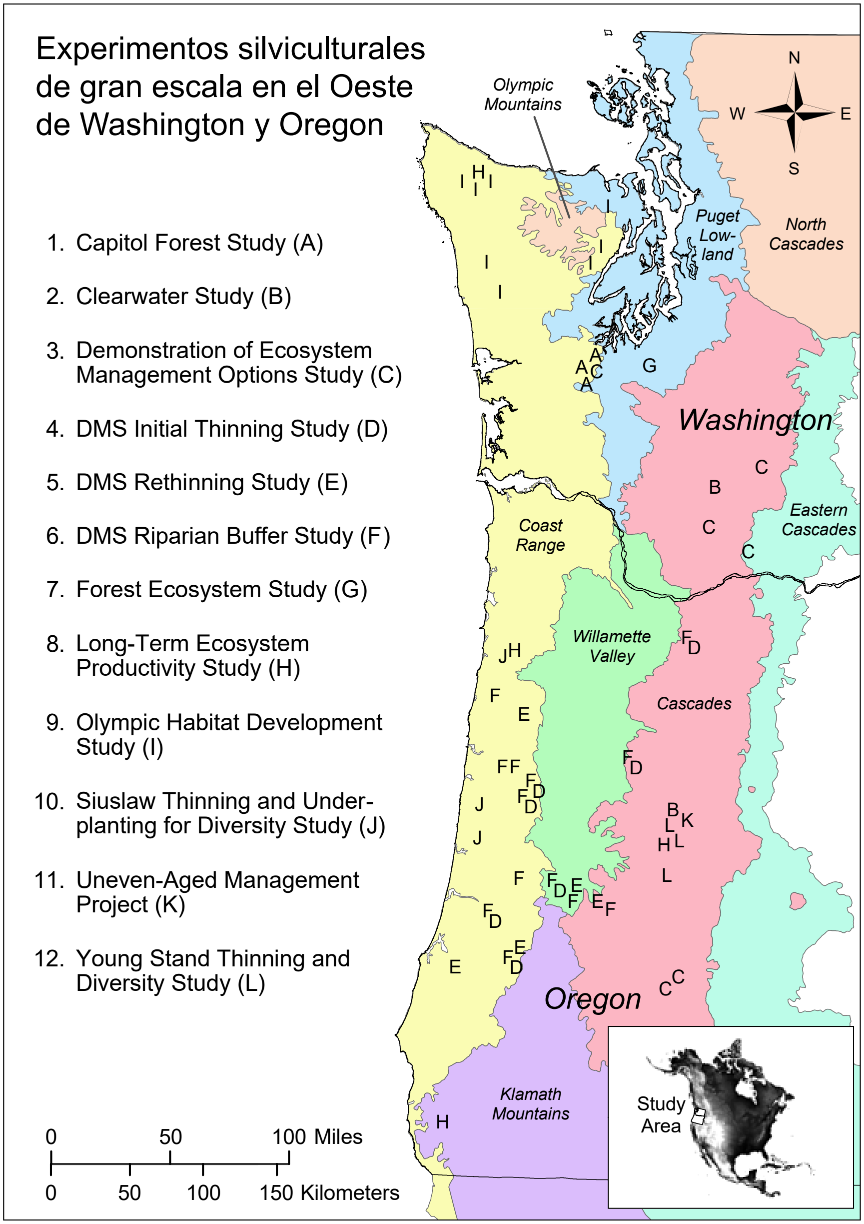


Figura 13.1 Distribución de ubicaciones geográficamente distintas en experimentos silvícolas a gran escala (LSSEs, por sus siglas en inglés) en Oregón occidental y Washington (extraído de Poage y Anderson 2007). Las copias múltiples de una letra indican las instalaciones múltiples de un estudio. Cabe destacar, que cada ubicación mostrada de los LSSE podría incluir bloques, tratamientos y réplicas múltiples. Las ubicaciones de los LSSE están sobrepuestas en las ecoregiones del nivel III de Omernik (1987) (p. ej. Montañas Klamath). Para más detalles y más información sobre estos estudios ver Poage y Anderson (2007).

Este capítulo entrega un resumen de las lecciones aprendidas de estos estudios, que han pretendido investigar distintas estrategias de restauración (p. ej. entrada simple y fuerte versus entradas múltiples y más leves), con un especial énfasis en el Estudio de Raleo de Rodal Joven y de Diversidad (YSTDS, por sus siglas en inglés; Manning y Friesen 2013) y en el Estudio del Manejo de Densidad (DMS, por sus siglas en inglés; Cissel *et al*. 2006).

El YSTDS fue implementado en rodales de 40 a 60 años en el Bosque Nacional Willamette en las Cascadas occidentales (figura 13.2). En contraste, los sitios de DMS reflejaron la variedad de condiciones encontradas en los terrenos de la Oficina de Administración de Tierras y los sitios de estudio estaban distribuidos entre norte-sur en las cordilleras de las Cascadas y de la Costa. Los rodales seleccionados se habían regenerado exitosamente (naturalmente o plantados) con pino Oregón, y con menores componentes de otras especies de coníferas o latifoliadas. Algunos rodales habían sido sometidos a raleos pre comerciales, pero ninguno había sido

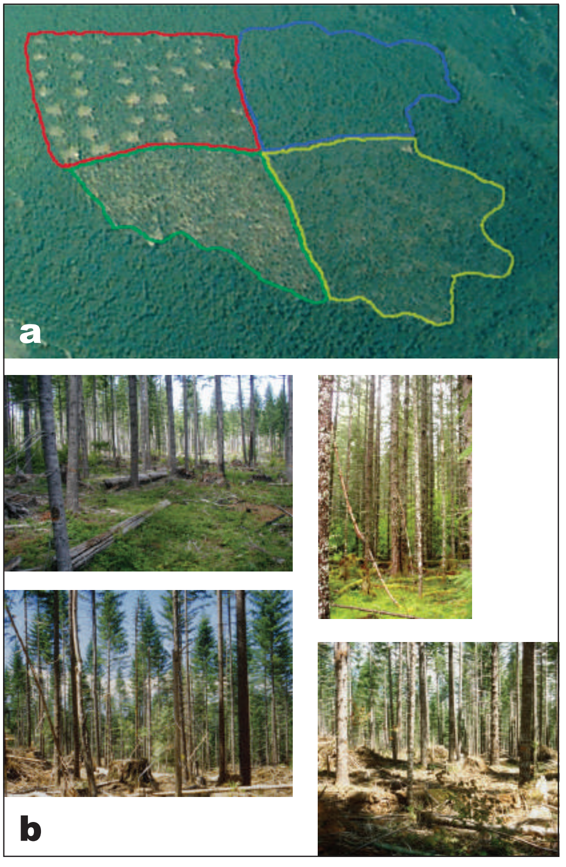


Figura 13.2 (a) Vista de una réplica (Llanos Christi) del Estudio de Raleo de Rodales Jovenes y Diversidad después de la aplicación del estudio. El control (arriba a la derecha), raleo leve (abajo a la derecha), raleo leve con claros (arriba a la izquierda) y el raleo intenso (abajo a la izquierda) están rodeadas por una línea azul, verde claro, verde oscuro y roja, respectivamente (Fotografía: Servicio Forestal de EE UU.). (b) Fotos destacando los tratamientos en el Estudio de Raleo de Rodales Jovenes y Diversidad justo después de su aplicación. Las ubicaciones de las fotos concuerdan con la figura 13.2 (a) es decir, el control está en la parte superior derecha de la foto, el raleo leve está abajo a la derecha, el raleo leve con claros está arriba a la izquierda y el raleo intenso está abajo a la izquierda. (Fotografía: Servicio Forestal de EE UU.).

raleado comercialmente, es decir, todos los rodales se encontraban en fase de exclusión de fustes (sensu Oliver y Larson 1996). El gran tamaño de las áreas en tratamiento (normalmente sólo una réplica de tratamientos cubría hasta 300ha) permitió realizar raleos por lo bajo de manera operacional con la excepción de mantener especies escasas o raras. Los tratamientos de restauración incluyeron un control, sin tratamiento, y raleos a niveles de densidad operacional (p. ej. 300 árb/ha) o a niveles de menor densidad (p. ej. 100 o 200 árb/ha). Los tratamientos seleccionados también incluyeron claros intercalados (en ambos estudios) y reservas o parches intocados de distintos tamaños (solo en DMS) (figuras 13.2 y 13.3). Los tratamientos se implementaron a fines de la década de 1990 y, desde entonces, se ha medido la respuesta de la vegetación en reiteradas ocasiones. Para más detalles sobre el YSTDS y el DMS véase Manning y Friesen (2013) y Cissel *et al*. (2006), respectivamente.

A continuación, se entrega un resumen general de los descubrimientos de ambos estudios, complementado con información de otros estudios en la región. Más detalles sobre mediciones específicas, resultados y supuestos pueden encontrarse en las publicaciones citadas.



Figura 13.3 Vista de una réplica del Estudio de Manejo de Densidad justo después de su instalación. Cabe destacar la variedad de densidades, diversos tamaños de claros y retenciones de bosques como tamaños de islas y una variedad del ancho de las franjas de protección ribereñas.

Descubrimientos generales sobre el enfoque de investigación y los tratamientos de restauración

En general, los tratamientos de restauración en rodales de monocultivos coetáneos y maduros son técnicamente posibles, es decir, la habilidad para diseñar, distribuir y aplicar eficientemente el tratamiento es posible con la tecnología y el personal actual. En segundo lugar, los tratamientos de restauración fueron rentables, incluyendo la segunda entrada o intervención en nuestros sitios de estudio. Por su puesto, la rentabilidad se debió principalmente a la cantidad, tamaño y calidad de los árboles cosechados durante los tratamientos de restauración y la creación de claros, lo cual incluyó la corta de árboles más grandes (Puettmann *et al*. 2013). La gran escala espacial de los tratamientos entregó información sobre la variabilidad influenciada por las condiciones iniciales (Dodson *et al*. 2012) y, por ejemplo, logísticas de cosecha, tales como, vías de arrastre o disposición de corredores de cosecha que reducen localmente la densidad bajo los niveles prescritos (Neill y Puettmann 2013). También, grandes áreas de tratamiento permiten investigar fenómenos que actúan a grandes escalas espaciales (Puettmann y Tappeiner 2014). Por ejemplo, la cobertura de múltiples áreas de distribución permitió la investigación de los impactos de los tratamientos de restauración en las poblaciones de los pájaros cantores (Hayes *et al*. 2003, Yegorova *et al*. 2013). Al mismo tiempo, mucho de los procesos que son manejados con tratamientos de restauración, por ejemplo, la germinación, actúan a pequeñas escalas espaciales, las que no son representadas en las evaluaciones de los tratamientos, pero la disposición de los muestreos anidados hizo posible también investigar algunos de estos aspectos (p. ej. Dodson *et al*. 2012).

La mayoría de los estudios a largo plazo (Poage y Anderson 2007) se realizaron para comparar los impactos de los tratamientos seleccionados, es decir,

tratamientos replicados diseñados para ser comparados con un análisis de varianza. Incluso en la disposición inicial, es más difícil justificar el supuesto que señala que las diferencias en las condiciones iniciales no influyen en las respuestas al tratamiento cuando estos son implementados en áreas más grandes donde no se puede evitar la variabilidad inherente en, por ejemplo, la topografía. Los tratamientos de superficies más grandes a menudo conllevan un número limitado de repeticiones (mínimo). Por ello, a menudo las pruebas estadísticas no son muy sólidas (alto error del Tipo II) y la comparación estadística de las medias de los tratamientos están frecuentemente acompañadas de una gran variabilidad dentro los tratamientos (p. ej. Kuehne y Puettmann 2008), ya que esta variabilidad está reflejando el submuestreo y, por tanto, no se utiliza en ANOVA estándares. Algunos de estos inconvenientes pueden ser superados al poder utilizar varias escalas espaciales de materia anidada por medio de modelos mixtos (p. ej. Neill and Puettmann 2013).

Un segundo asunto de los experimentos de manipulación a largo plazo es el desafío acerca de cuándo asignar tratamientos de seguimiento (2° o 3°). Si los investigadores tuvieron éxito y los tratamientos iniciales lograron el objetivo de crear ecosistemas con distintas vías de desarrollo, las áreas de los tratamientos se desarrollarán de forma diferente, desde el punto de vista del tiempo y patrones de respuesta. De esta manera, el tiempo óptimo y la intensidad de los tratamientos de seguimiento también es probable que difieran. Por consiguiente, la modificación de los tratamientos para admitir diferencias o aplicar tratamientos en tiempos distintos lleva a más complicaciones cuando se prueba estadísticamente las respuestas del ecosistema a aspectos específicos del tratamiento. Por ejemplo, la "inaceptable" supervivencia de plántulas de regeneración (Cole y Newton 2009) hizo que los investigadores implementaran una segunda intervención en un subconjunto, pero no en todos los tratamientos (observación personal). Una alternativa a estos enfoques orientados por tratamientos es un diseño experimental que no compara tratamientos específicos, p. ej. raleo a 200 versus a 100 árb/ha o el espaciamiento regular versus agrupado de los árboles residuales. Por el contrario, los experimentos podrían ser dispuestos para comparar enfoques de manejo. Por ejemplo, se podría comparar un sistema de restauración agresivo respecto a uno conservador. Los sistemas de restauración agresivos podrían significar un solo tratamiento de raleo, el que es suficientemente intenso para lograr la deseada densidad residual final. En cambio, una estrategia de restauración gradual podría estar compuesta por tres tratamientos, los que reducen, con el paso del tiempo, gradualmente la densidad del dosel superior. Otro ejemplo incluye estrategias de restauración que permiten, p. ej. plantar y aplicar herbicidas versus estrategias que dependen solo del control manual de maleza y de la regeneración natural. Enfocarse en tales estrategias a mayor escala permitiría optimizar el tiempo e intensidad de cualquier tratamiento de restauración para un conjunto específico de condiciones, pero entregaría menos información sobre las comparaciones entre tratamientos específicos.

Respuestas de crecimiento del rodal y del árbol

Los raleos de restauración redujeron las existencias en crecimiento, lo que, a corto plazo, implica una pérdida en el potencial de crecimiento. Esto podría ser una preocupación menor para pino Oregón, ya que tienen una tasa de crecimiento de rodal bastante constante en todas las variedades de densidades de rodal (Marshall y Curtis 2002). Sin embargo, esto podría no aplicarse en otras especies arbóreas. Las pérdidas iniciales en término de crecimiento de rodal (p. ej. en YSTDS los árboles sometidos a dos tratamientos de raleo crecieron entre un 86 a 88% del crecimiento del área basal encontrado en los rodales de control) no fueron estadísticamente significativas (Dodson *et al*. 2012, Puettmann *et al*. 2013). Naturalmente, las reducciones de densidad a valores extremadamente bajos (< 100 árboles por hectárea) y los claros llevarían a disminuir las tasas

de crecimiento a nivel del rodal en los árboles del dosel superior. Sin embargo, para calcular adecuadamente las tasas de crecimiento a nivel de rodal, se requiere incluir el crecimiento de la regeneración avanzada o recientemente establecida, como también reconocer los beneficios de plántulas y establecimiento en áreas con condiciones abiertas del dosel superior (Fairweather 2004).

La cobertura del dosel superior es una medida importante que indica las condiciones del microclima y de los recursos en el sotobosque. Los tratamientos de restauración conllevaron a una gran reducción de la cobertura del dosel superior (Davis *et al*. 2007). Sin embargo, la respuesta fue transitoria y los árboles remanentes respondieron al aumento de recursos con una expansión de la copa. La tasa asociada de recuperación de la cobertura del dosel de un 2% o más indica que el dosel se cierra bastante rápido, lo que sugiere que se necesitan densidades realmente bajas o intervenciones repetidas para mantener las condiciones de apertura a lo largo del tiempo (Brandeis *et al*. 2001, Chan *et al*. 2006, Puettmann *et al*. 2013).

Los tratamientos de restauración que reducen las densidades de los árboles no solo influyen el microclima dentro de los rodales (Aussenac 2000), sino que también entregan mejores recursos para los árboles residuales (Aussenac y Granier 1988, Brooks y Mitchell 2011). Tal como se esperaba, las menores densidades luego de los tratamientos conllevaron a un mayor crecimiento promedio del diámetro de los árboles (Davis *et al*. 2007, Dodson *et al*. 2012). Una inspección más detallada demostró que los árboles más pequeños presentaban el mayor aumento del crecimiento en diámetro. Por el contrario, los árboles más grandes se beneficiaron menos de los raleos, a menos que las densidades rodeando los árboles estuvieran muy abiertas, por ejemplo, cuando estaban creciendo cerca de claros (Davis *et al*. 2007, Dodson *et al*. 2012). La variabilidad espacial creada por medio, por ejemplo, mezclando saltos de tratamiento con claros de dosel también se vio reflejada en las respuestas tempranas del crecimiento del diámetro, con árboles cerca de los claros que mostraron tasas de crecimiento más altas (Roberts y Harrington 2008, Dodson *et al*. 2012), lo que sugiere que este tipo de tratamiento llevaría a una mayor diversidad en el tamaño de los árboles en el futuro.

Mortalidad y creación de árboles muertos en pie

La mortalidad natural en rodales densos antes de cualquier tratamiento de restauración estuvo dominada por una mortalidad dependiente de la densidad, es decir, murieron mayoritariamente árboles pequeños y menos vigorosos. Estos pequeños árboles muertos en pie, o cuya madera queda en el suelo, tienen menor valor para la vida silvestre y menor duración en el tiempo con respecto a árboles más grandes (Lewis 1998). En rodales no tratados, la mortalidad estocástica, por ejemplo, por medio de la caída de los árboles residuales, están ocurriendo a intervalos y distancias irregulares (Lutz y Halpern, 2006). Los tratamientos de restauración sesgados hacia la remoción de los árboles más pequeños (raleo por lo bajo) llevaron a una reducción de la tasa de mortalidad dependiente de la densidad en comparación a los rodales de alta densidad sin tratamiento (Dodson *et al*. 2012). Así, solo después de los tratamientos de restauración de raleo se redujo en el corto plazo la generación de troncos de árboles muertos en pie y de madera que queda en el suelo. Esto puede ser especialmente problemático en rodales o regiones que son típicamente deficientes en estos componentes estructurales. Así mismo, la menor densidad de los árboles residuales implica que el potencial es menor para la futura creación de troncos de árboles muertos en pie y de madera que queda sobre el suelo. Este problema se podría solucionar o mediar reteniendo islas de bosques no tratados o saltos en los tratamientos. Sin embargo, como se indicó anteriormente, estas áreas dejadas a altas densidades y a niveles altos de competencia exhiben competencia relacionada con una mortalidad mayoritariamente de árboles más pequeños, es decir, la mayoría de los árboles muertos en pie se encuentran en el extremo

inferior de la distribución de diámetro (Davis *et al*. 2007, Dodson *et al*. 2012). Como una alternativa, los tratamientos de restauración pueden aumentar la existencia de troncos de árboles muertos en pie y el proceso de descomposición de la madera como una función importante del ecosistema por medio de la creación de árboles muertos en pie (Lewis 1998). Por ejemplo, el plan del estudio DMS sugiere crear árboles muertos en pie si la generación natural de ellos no es satisfactoria (en nuestro caso nos decidimos por 12 árboles muertos en pie por hectárea incluyendo árboles dominantes y codominantes, basándonos en Ares *et al*. 2012) dentro de una década luego del segundo conjunto de tratamientos de restauración. De la misma manera, como parte de los tratamientos de restauración, cortamos algunos de los árboles más grandes y los dejamos como madera caída. Para mantener la eficiencia operacional, calculamos la productividad de los tres marcadores (hectáreas por hora) y alentamos a los marcadores a seleccionar los árboles de madera caída en intervalos de pocas horas alrededor del punto donde ellos estaban marcando en ese momento. Por ello, en vez de tener una distribución pareja de una densidad muy baja de madera caída, la marcación dejó un patrón espacial más heterogéneo, con parches con una mayor concentración y otras áreas sin mayor cantidad de madera caída (Lutz y Halpern 2006).

Tamaño y estructura de la copa

Cuando se realizaron los tratamientos de restauración, la formación de los árboles y las copas habían estado determinadas por décadas de crecimiento en condiciones de alta densidad. Como sugirieron Wilson y Oliver (2000), estas tendencias no son fáciles de revertir. La primera respuesta a los tratamientos de restauración que diminuían las densidades de los árboles fue que el proceso de elongación de copa (autopoda debido a la competencia local) se detuvo y la zona baja de la copa se mantuvo constante (Davis *et al*. 2007, Weiskittel *et al*. 2007). También, se ha documentado bastante sobre el impacto del adicional espacio de crecimiento sobre el incremento del tamaño de las ramas (p. ej. Maguire *et al*. 1991). Otros cambios en la morfología de la copa se desarrollan con más lentitud o son más difíciles de detectar. Sin embargo, después de casi dos décadas, en comparación con los árboles en los que los tratamientos de restauración se llevaron a un espaciamiento regular, los árboles creciendo junto a los claros sólo mostraron un desarrollo asimétrico en la zona de copas más bajas (Seidel *et al*. 2016).

Características de la corteza

La corteza del pino Oregón es un hábitat importante para una variedad de insectos, arañas y murciélagos (Michel y Winter 2009). Muchas especies de pájaros cantores se han especializado en la búsqueda de comida en la corteza de pino Oregón y de otras especies. Particularmente, las grandes fisuras presentes típicamente en árboles adultos son consideradas como características de microhábitat que no tienen los rodales compuestos solamente por árboles más pequeños. Nuestro resultado muestra que el raleo no acelera por sí mismo el desarrollo de características seleccionadas. Por el contrario, estas características están relacionadas con el tamaño del tronco (Michel *et al*. 2011, Sheridan *et al*. 2013). De este modo, los tratamientos de restauración que aceleran el crecimiento del diámetro de los árboles, hacen que los árboles alcancen tamaños mayores más rápidamente y, por consiguiente, aceleren el desarrollo de las características de corteza "más antigua".

Regeneración de los árboles (natural)

La variabilidad de las condiciones previas a los tratamientos de restauración fue reflejada por una alta variabilidad en la distribución espacial de la regeneración avanzada. Así mismo, los tratamientos de restauración iniciaron una nueva cohorte. La densidad de esa cohorte era altamente variable en escalas espaciales pequeñas (Urgenson *et al*. 2012) y no fue influenciada por la intensidad del raleo (Kuehne y Puettmann 2008, Dodson *et al*. 2014). En contraste, sí importaba la intensidad del raleo en lugares donde

los brinzales fueron liberados por los tratamientos de restauración, ya que existían más brinzales en áreas con condiciones más abiertas respecto a áreas donde los tratamientos dejaron un dosel más denso (Dodson *et al*. 2014). Esta tendencia indicaría que cualquier efecto negativo del tratamiento de cosecha fue parcialmente compensado por el beneficio de un nivel mayor de recursos en áreas más abiertas. Otros estudios sugieren que estos resultados podrían estar causados por el mejor crecimiento de la regeneración a menores densidades del dosel superior, especialmente de árboles tolerantes a la sombra (Shatford *et al*. 2009). Consiguientemente, las densidades residuales deberían ser escogidas incluyendo información sobre el momento adecuado para las entradas futuras que logre disminuir las densidades para asegurar el crecimiento constante de la regeneración avanzada deseada.

Vegetación del sotobosque

En general, los tratamientos de restauración generaron un aumento en la diversidad de la vegetación, en su mayoría debido al establecimiento de especies pioneras (Ares *et al*. 2010), particularmente en los claros de dosel más grandes (Fahey y Puettmann, 2008). Fahey y Puettmann (2007) sugirieron que esto se debe a la combinación de la remoción completa del dosel en los claros, la exposición al suelo mineral, que facilitaba la germinación y el establecimiento temprano, y los mayores niveles de recursos, que permitían el crecimiento y supervivencia de las especies pioneras. Después de los tratamientos de restauración, las especies pioneras comenzaron a estabilizarse y mostraron una disminución en la cobertura después de una década (Ares *et al*. 2009, Ares *et al*. 2010). Claramente, las tendencias de sucesión mantienen una franja de tiempo para aquellas especies y se requieren más alteraciones y aperturas para mantener estas especies en un rodal o región por más tiempo. En contraste, las especies tardías parecen ser menos afectadas, con la importante excepción de algunas especies saprófitas (Davis y Puettmann 2009).

Las especies exóticas siguieron una tendencia similar a la de las especies pioneras. La cobertura aumentó inicialmente, pero después se mantuvo a niveles muy bajos, típicamente menos de 2% (Davis y Puettmann 2009, Ares *et al*. 2010). Una excepción importante fue un área de tratamiento con una población adyacente de alta densidad de la exótica retama negra (*Cytisus scoparius*). En este tratamiento, la cobertura de especies exóticas aumentó en un 5%. Sin embargo, incluso en este sitio, la cobertura de especies exóticas disminuyó en una década. Esto indicaría que los tratamientos de restauración no inician un mayor problema de invasiones de especies exóticas, especialmente si se tiene una higiene adecuada como, por ejemplo, limpiar el equipo de cosecha (Veldman y Putz 2010).

Los arbustos son un componente estructural importante para la estabilidad del suelo y el ciclo de nutrientes después de los disturbios y una fuente clave de alimento para la vida silvestre, incluyendo el apoyo para las poblaciones de insectos, que contribuye con la cadena de alimentación de la población de pájaros cantores (Hagar 2007). Un análisis general de múltiples estudios muestra que la condición inicial del estrato de arbustos podría determinar las respuestas a los tratamientos de restauración (Wilson *et al*. 2009). En lugares con una vegetación densa del sotobosque, los tratamientos de restauración parecieron provocar una disminución significativa de esta vegetación, probablemente debido al daño físico generado durante las operaciones de cosecha. La capa de arbustos se recuperó lentamente y alcanzó a penas los niveles de control en una década (Puettmann *et al*. 2013). En contraste, en áreas con poca vegetación en el sotobosque, el tratamiento de restauración llevó a una cobertura mayor de arbustos en unos pocos años. Otros estratos de vegetación, tales como estratos de musgos y hierbas, disminuyeron o se vieron menos afectados por los tratamientos de restauración en el corto plazo, respectivamente (Davis y Puettmann 2009).

En la figura 13.4 se destaca un resumen simplificado de varias respuestas discutidas en este capítulo.

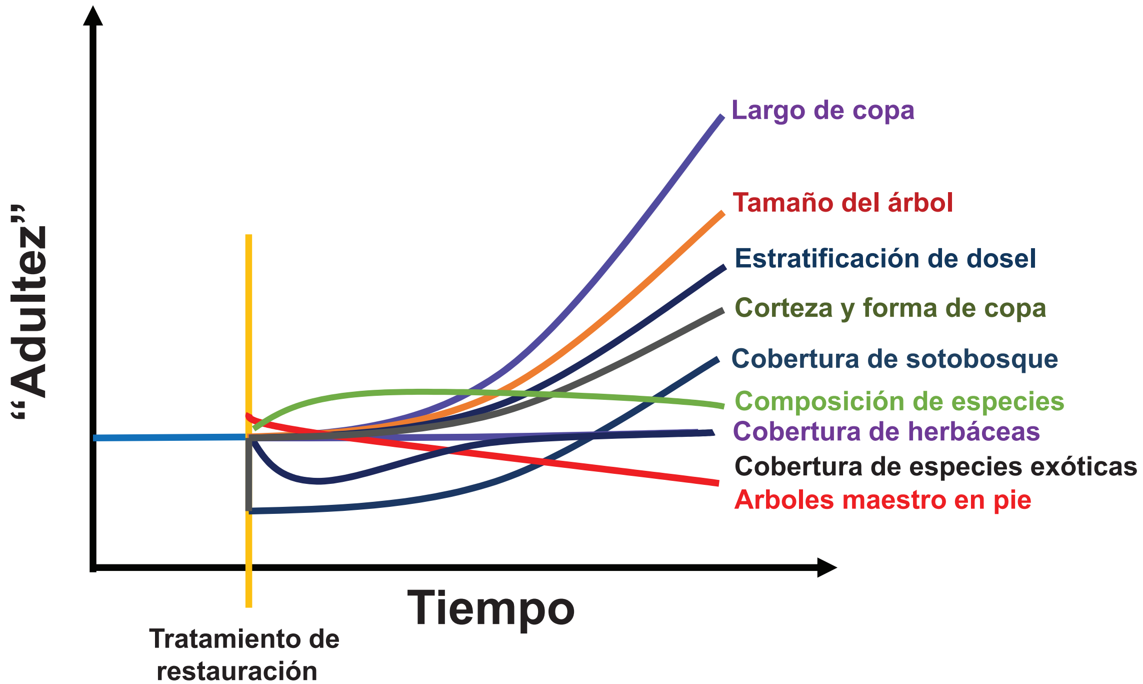


Figura 13.4 Panorama esquemático de las distintas respuestas de los componentes estructurales del rodal a los tratamientos de restauración. Las tendencias están en términos relativos y puestas en perspectiva con las condiciones existentes antes del tratamiento.

Conclusiones

Nuestra experiencia muestra que la única regla general que aplica en estos escenarios de restauración es que no existen reglas generales simples. Por un lado, la variabilidad espacial de las condiciones iniciales generaría resultados altamente variables, aun cuando los tratamientos de restauración son aplicados homogéneamente. Por el contario, los esfuerzos de restauración serían más eficientes si se aprovecha la variabilidad espacial a escalas espaciales pequeñas diseñando espacialmente tratamientos variables que se beneficien la variedad de las condiciones iniciales en los rodales. Asimismo, los distintos componentes estructurales y los procesos del ecosistema asociados responden a los tratamientos en distintas escalas de tiempo y espacio e, incluso, en direcciones aún más distintas y contradictorias. Por ello, los silvicultores no deberían ver los objetivos de restauración como una sola meta, tal como la restauración de características de bosques maduros (old-gowthness en inglés sensu Bauhus *et al*. 2009) o condiciones o atributos de bosques maduros, sino que como un conjunto de características y condiciones interrelacionas pero individuales que existen predominantemente en hábitats maduros. Las prescripciones y expectativas de los tratamientos podrían entonces ser manejadas para representar estas diferencias. Tal enfoque tendría que incluir prioridades de configuración sobre las características y procesos que son más importantes en el corto y largo plazo. Los silvicultores, también, obtendrían beneficios de considerar opciones para separar espacialmente los objetivos específicos de la restauración y utilizar la variabilidad en las condiciones iniciales a baja escala y otros aspectos logísticos, tales como, el acceso o los mercados, para desarrollar una prescripción eficiente de restauración.

Referencias

Agee JK. 1993. Fire ecology of Pacific Northwest Forests. Island Press, Washington, DC.

Ares A, SD Berryman, KJ Puettmann. 2009. Understory vegetation response to thinning disturbance of varying complexity in coniferous stands. *Applied Vegetation Science* 12: 472-487.

Ares A, AR Neill, KJ Puettmann. 2010. Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands. *Forest Ecology and Management* 260: 1104-1113.

Ares A, C Bright, K Puettmann. 2012. Mesoscale variation in snag and hardwood densities and sizes in old-growth forests in western Oregon. *Western Journal of Applied Forestry* 27: 12-17.

Arnold D. 2011. The US Forest Service in the Pacific Northwest: A History, by GW Williams; foreword by M Dombeck. *The Public Historian* 33(1): 115–116.

Aussenac G. 2000. Interactions Between Forest Stands and Microclimate: Ecophysiological Aspects and Consequences for Silviculture. *Annals of Forest Science* 57: 287-301.

Aussenac G, A Granier. 1988. Effects of thinning on water stress and growth in Douglas-fir. Canadian *Journal of Forest Research* 18: 100-105.

Bauhus J, Puettmann K, Messier C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and* Management 258: 525-537.

Brandeis TJ, M Newton, E Cole. 2001. A comparison of overstory density measures for describing understory conifer growth. *Forest Ecology and Management* 152: 149-157.

Brooks JR, AK Mitchell. 2011. Interpreting tree responses to thinning and fertilization using tree-ring stable isotopes. *New Phytologist* 190: 770-782.

Chan SS, DJ Larson, KG Maas-Hebner, WH Emmingham, SR Johnston, DA Mikowski. 2006. Overstory and understory development in thinned and underplanted Oregon Coast Range Douglas-fir stands. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2696-2711.

Cissel JH, PD Anderson, D Olson, KJ Puettmann, S Berryman, S Chan, C Thompson. 2006. BLM density management and riparian buffer study: Establishment Report and Study Plan. USDI, US Geological Survey, Scientific Investigations Report 2006-5087. 151 p.

Cole E, M Newton. 2009. Tenth-year survival and size of underplanted seedlings in the Oregon Coast Range. *Canadian Journal of Forest Research* 39: 580-595.

Davis LR, KJ Puettmann. 2009. Initial response of understory vegetation to three alternative thinning treatments. *Journal of Sustainable Forestry* 28: 904-934.

Davis LR, KJ Puettmann, GF Tucker. 2007. Overstory response to alternative thinning treatments in young Douglas-fir forests of western Oregon. *Northwest Science* 81: 1-14.

Dodson EK, A Ares, KJ Puettmann. 2012. Early responses to thinning treatments designed to accelerate late successional forest structure in young coniferous stands of western Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 345-355.

Dodson EK., JI Burton, KJ Puettmann. 2014. Multiscale controls on natural regeneration dynamics after partial overstory removal in Douglas-fir Forests in western Oregon, USA. *Forest Science* 60: 953-961.

Fahey RT, KJ Puettmann. 2007. Ground-layer disturbance and initial conditions influence gap partitioning of understory vegetation. *Journal of Ecology* 95: 1098-1109.

Fahey RT, KJ Puettmann. 2008. Patterns in spatial extent of gap influence on understory plant communities. *Forest Ecology and Management* 255: 2801-2810.

Fairweather SE. 2004. Recommendation of growth model and tree volume estimation system to the H&H core team for the Tillamook, Forest Grove, Astoria, West Oregon, and Western Lane Districts. Page 23 in Oregon Department of Forestry Harvest Scheduling Model Yield Table Creation Project. Mason, Bruce and Girard, Inc., Portland, OR.

Forsman ED. 1975. A preliminary investigation of the spotted owl in Oregon. PhD. Dissertation, Oregon State University, Corvallis, OR.

Hagar JC. 2007. Wildlife species associated with non-coniferous vegetation in Pacific Northwest conifer forests: A review. *Forest Ecology and Management* 246: 108-122.

Hayes J, J Weikel, M Huso. 2003. Response of birds to thinning young Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 13: 1222-1232.

Kuehne C, KJ Puettmann. 2008. Natural regeneration in thinned Douglas-fir stands in western Oregon. *Journal of Sustainable Forestry* 27: 246-274.

Lewis JC. 1998. Creating snags and wildlife trees in commercial forest landscapes. *Western Journal of Applied Forestry* 13: 97-101.

Lutz JA, CB Halpern. 2006. Tree mortality during early forest development: a long-term study of rates, causes, and consequences. *Ecological Monographs* 76: 257-275.

Maguire DA, JA Kershaw Jr, DW Hann. 1991. Predicting the effects of silvicutlural regime on branch size and crown wood core in Douglas-fir. *Forest Science* 37: 1409-1428.

Manning T. C Friesen. 2013. The young stand thinning and diversity study. Establishment report, study plan,

and key findings. USDA Forest Service and Oregon State University. Corvallis, OR, USA. 70 p.

Marshall DD, RO Curtis. 2002. Levels-of-growing-stock cooperative study in Douglas-fir: Report No. 15 Hoskins: 1963-1998. USDA Forest Service Research Paper PNW-RP-537. Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon: 80.

Michel AK, S Winter. 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* 257: 1453-1464.

Michel AK, S Winter, A Linde. 2011. The effect of tree dimension on the diversity of bark microhabitat structures and bark use in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* var. menziesii). *Canadian Journal of Forest Research* 41: 300-308.

Neill A, KJ Puettmann. 2013. Managing for adaptive capacity: Thinning improves food availability for wildlife and insect pollinators under climate change conditions. *Canadian Journal Forest Research* 43: 428-440.

Omernik JM. 1987. Ecoregions of the contiguous United States. *Annals of the Association of American geographers* 77: 118–125.

Oliver CD, BC Larson. 1996. Forest Stand Dynamics. John Wiley and Sons, New York, NY.

Poage NJ, PD Anderson. 2007. Large-scale silviculture experiments of western Oregon and Washington. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-713: 44 pp.

Puettmann KJ, EK Dodson, A Ares, CA Berger. 2013. Short-term responses of overstory and understory vegetation to thinning treatments: A tale of two studies. In PD Anderson, D. Olson, editors. US Forest Service Pacific Northwest Research Station.

Puettmann KJ, JC Tappeiner. 2014. Multi-scale assessments highlight silvicultural opportunities to increase species diversity and spatial variability in forests. *Forestry* 87: 1-10.

Roberts SD, CA Harrington. 2008. Individual tree growth response to variable-density thinning in coastal Pacific Northwest forests. *Forest Ecology and Management* 255: 2771-1781.

Schwantes CA. 1996. The Pacific Northwest: an interpretive history. University of Nebraska Press.

Seidel D, KJ Ruzicka, KJ Puettmann. 2016. Canopy gaps affect the shape of Douglas-fir crowns in the western Cascades, Oregon. *Forest Ecology and Management* 363: 31-38.

Shatford JPA, JD Bailey, JC Tappeiner. 2009. Understory tree development with repeated stand density treatments in coastal Douglas-fir forests of Oregon. *Western Journal of Applied Forestry* 24: 11-16.

Sheridan CD, KJ Puettmann, M Huso, JC Hagar, KR Falk. 2013. Management, morphological, and environmental factors influencing Douglas-fir bark furrows in the Oregon Coast Range. *Western Journal of Applied Forestry* 28: 97-106.

Urgenson LS, CB Halpern, PD Anderson. 2012. Twelve-year responses of planted and naturally regenerating conifers to variable-retention harvest in the Pacific Northwest, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 46-55.

USDA and USDI 1994. U.S. Department of Agriculture, Forest Service; U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management Final supplemental environmental impact statement on management of habitat for late-successional and old-growth forest related species within the range of the Northern Spotted Owl. Portland, OR and Moscow, ID.

Veldman JW, FE Putz. 2010. Long-distance dispersal of invasive grasses by logging vehicles in a tropical dry forest. *Biotropica* 42: 697-703.

Weiskittel AR, DA Maguire, RA Monserud. 2007. Modeling crown structural responses to competing vegetation control, thinning, fertilization, and Swiss needle cast in coastal Douglas-fir of the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* 245: 96-109.

Wilson DS, PD Anderson, KJ Puettmann. 2009. Evaluating the consistency of understorey vegetation response to forest thinning through synthetic analysis of operational-scale experiments. *Forestry* 82: 583-596.

Wilson JS, CD Oliver. 2000. Stability and density management in Douglas-fir plantations. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 910-920.

Yegorova S, MG Betts, J Hagar, KJ Puettmann. 2013. Bird-vegetation associations in thinned and unthinned young Douglas-fir forests 10 years after thinning. *Forest Ecology and Management* 310: 1057-1070.

CONCLUSIONES Y DESAFÍOS

Daniel P. Soto, Álvaro Promis y Pablo J. Donoso

El presente libro provee un variado y exhaustivo conocimiento sobre la ecología, silvicultura, manejo y potencial de restauración de los bosques nativos de Chile y Argentina, así como contribuciones sobre la silvicultura de la restauración en la costa oeste de los Estados Unidos. El libro además provee aproximaciones para el diagnóstico del estado de degradación de los bosques. Los capítulos de Chile y Argentina fluyen a través de numerosos tipos forestales. Estos incluyen principalmente bosques puros y mixtos dominados por *Nothofagus*, bosques mixtos de variadas especies siempreverdes, bosques dominados por *Drimys winteri*, y bosques de *Austrocedrus chilensis*. Este es un conocimiento complementario al que se entregó en el primer libro de silvicultura, en el que se abordaron temas relativos a bosques de la zona mediterránea de Chile y se evaluaron opciones de silvicultura multietánea, es decir un área geográfica y una disciplina no cubiertas directamente en el presente libro. Ambos libros proveen diversas herramientas de apoyo a gestión silvícola, que en definitiva permite la aplicación del manejo a escalas mayores y con mayor capacidad de predecir los resultados ambientales y económicos de este manejo. Adicionalmente, los dos libros proveen experiencias de silvicultura y restauración en bosques templados de diferentes regiones, con diversas aproximaciones, lo cual es siempre refrescante y estimulante para el conocimiento y el desarrollo de actividades prácticas. En resumen, el presente libro nuevamente aporta contribuciones de los bosques templados del Cono Sur (Chile y Argentina), sumándose aquellas correspondientes a estudios de restauración en bosques nativos de coníferas de la costa oeste de Estados Unidos. Con la participación de más de 30 autores en las 13 contribuciones científicas en este libro y de 26 autores en el primer libro, se evidencia parte importante de la red de investigadores en silvicultura y ciencias asociadas en los bosques templados del Cono Sur.

En los tres primeros capítulos de este libro, en la sección I de *Ecología Forestal*, se plantearon conceptos sobre: influencia del manejo de nicho realizado a través del disturbio del suelo sobre la respuesta de regeneración en bosques primarios con cortas selectivas (Capítulo 1); conocimientos actuales de los claros de dosel en bosques nativos de Chile y Argentina y desafíos para el futuro (Capítulo 2); y una evaluación de la clasificación de ecosistemas forestales por medio de la tipología de estación forestal, la que considera aspectos de composición florística, variables ambientales y productividad (Capítulo 3). Es decir, estos capítulos proveen conocimientos y metodologías actuales sobre dinámica de bosques, autoecología y evaluación fitosociológica en ecosistemas forestales.

En los siguientes cinco capítulos, en la sección II de *Silvicultura y Manejo*, se presentaron investigaciones y revisiones bibliográficas relativas a la silvicultura y gestión de bosques naturales. Se relevaron aspectos de información cuantitativa para entender la dinámica de bosques secundarios y adultos dominados por especies del género *Nothofagus* en el centro-sur de Chile, los cuales son fundamentales para apoyar la planificación de intervenciones silviculturales (Capítulo 4). Se describió y discutió la

aplicabilidad de opciones de manejo para bosques secundarios (de dos estadios sucesionales y composición diferentes) del tipo forestal Siempreverde de acuerdo a objetivos de largo plazo (Capítulo 5). Se presentaron antecedentes de manejo adaptativo de bosques de *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la Cordillera), basándose en el conocimiento de la ecología y dinámica natural de los bosques y los impactos ocasionados por la enfermedad del "mal del ciprés" (Capítulo 6). Se caracterizaron espacialmente los bosques secundarios de *Drimys winteri* (canelo) en Chile, para la determinación de unidades de gestión silvícola (Capítulo 7), que permiten asignar diferenciadamente prioridades de manejo según el potencial de crecimiento de estos bosques. Finalmente se revisaron antecedentes que permiten demostrar la urgencia de regular la actividad ganadera en bosques nativos, para orientar planificación y regulación en el uso de los bosques (Capítulo 8). En resumen, en esta sección se proveen herramientas cuantitativas y cualitativas de apoyo a la gestión silvícola tanto a nivel de rodal como de territorio, propuestas de manejo forestal alternativas, de largo plazo y adaptativas para distintos bosques, y se enfrenta un tema clave del manejo de los bosques templados de Sudamérica como es el del ganado en los bosques. Son todos temas contingentes y relevantes para avanzar en el manejo forestal sostenible de los bosques de esta región.

En los últimos cinco capítulos, en la sección III de *Degradación y Restauración*, se entregaron antecedentes de degradación de bosques y se presentaron ejemplos de actividades de restauración. Se realizó una revisión del término de degradación de bosques, ilustrando lo compleja que ha sido desarrollar una definición y se evaluó el estado de degradación de bosques adultos intervenidos de tipos forestales de gran abundancia en las cordilleras del centro-sur de Chile, para terminar, planteando opciones de manejo silvícola para su rehabilitación (Capítulo 9). Se identificaron agentes de degradación en bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) en la Patagonia de Argentina, caracterizando sus estados y la distribución espacial de sus efectos, con lo que se propusieron necesidades de investigación y gestión de estas áreas (Capítulo 10). Se revisaron conceptos y enfoques metodológicos para la aplicación de actividades de restauración en variados tipos de bosques de los archipiélagos de la Patagonia, donde la silvicultura de la regeneración juega un rol fundamental (Capítulo 11). Finalmente, en los dos últimos capítulos se plantearon propuestas relativas a la silvicultura para la restauración de bosques en fases de desarrollo juveniles, a través de raleos de densidad variable o raleos conducentes a generar rodales con estructuras más heterogéneas, tanto en bosques secundarios de *Sequoia sempervirens* (Capítulo 12), como en plantaciones de *Pseudotsuga menziesii* ubicados en el noroeste de los Estados Unidos (Capítulo 13).

La diversidad de temas abordados en este libro ilustra la multitud de requerimientos de investigación aplicada para manejar o restaurar los bosques nativos, entendiendo que en ambos casos la silvicultura será fundamental para guiar (bosques relativamente bien conservados) o redireccionar (bosques degradados o de estructuras muy simples) los procesos de crecimiento y regeneración en marcha en diversos ecosistemas forestales.

En el primer coloquio se destacó la necesidad de manejo de cuatro millones de hectáreas de bosques nativos productivos en Chile, las cuales deberían estar sustentadas en opciones económicamente atractivas para sus propietarios y ecológicamente robustas para mantener y/o aumentar la producción de bienes y servicios que los bosques pueden proveer. Adicionalmente, con el tiempo se ha ido evidenciando la creciente superficie de bosques degradados, también de varios millones de hectáreas (ver referencias al documento de Política Forestal en la Introducción), en las cuales es fundamental emprender iniciativas de restauración a gran escala. Muchos de estos bosques degradados podrían ser bosques productivos luego de algunas décadas de iniciada su restauración. Ambas superficies, tanto aquellas que pueden ser sometidas a manejo o

aquellas que deben ser sometidas a restauración, requieren un mayor esfuerzo de investigación y tienen como eje común la necesidad de fortalecer las prescripciones para la silvicultura de la regeneración, un aspecto fundamental para aumentar la resiliencia y la sostenibilidad de los bosques en el largo plazo, y en diferentes escalas temporales y espaciales. En consecuencia, es urgente tomar medidas para motivar la investigación en silvicultura, así como para incrementar su implementación en terreno mediante la educación y la extensión de resultados sobre técnicas que permitan, en primer lugar, regenerar los bosques nativos ya sea para sostener su producción o para restaurar aquellos degradados.

El presente libro muestra que la restauración de bosques degradados ha tomado una importancia creciente en las ciencias forestales. La restauración forestal se debe sostener fundamentalmente en el conocimiento de la ecología, la dinámica de los ecosistemas a restaurar y en las aplicaciones en terreno de este conocimiento, para reubicar a los bosques en una senda de desarrollo al menos similar a aquella naturalmente esperada en dichos ecosistemas. Esta es la ecología de la restauración, es decir la práctica de la restauración ecológica. De esta manera, no se puede separar la ecología de la restauración de la silvicultura, ya que ambas se sustentan fuertemente en recuperar la capacidad de regeneración de los bosques y en eso la ciencia de la silvicultura lleva siglos, mientras que la de restauración sólo décadas. Entonces, las actividades de ecología de la restauración deberían incorporar el conocimiento ecológico y silvicultural necesario para recuperar estos procesos claves de los bosques (por ejemplo la regeneración natural). La silvicultura entonces es la manera práctica de llevar a cabo muchas teorías ecológicas y es la columna vertebral de las actividades de manejo y de restauración. Lo que se hace a nivel del árbol, del rodal, del paisaje y su ordenamiento en el territorio tiene que ver con la silvicultura que se realiza en los bosques, rodal a rodal, lo que es fundamental para aumentar el bienestar social y la funcionalidad de los ecosistemas.

Se requieren esfuerzos multisectoriales y multidisciplinarios para implementar a gran escala tanto el manejo como la recuperación de bosques degradados, millones de hectáreas en cada caso. Sólo de esta forma se revertirá el proceso de pérdida de bienes, servicios, mercados y valores de los bosques nativos. Revertir la situación actual además permitiría entrar en un escenario de balance positivo donde haya mayor dedicación al manejo que a la restauración, y haya más paisajes de bosques manejados y bien conservados que de paisajes degradados. Este esfuerzo requiere: 1) más y mejor educación forestal en ecología y silvicultura de los bosques nativos, formal, informal y de modo continua; 2) mejoramiento gradual de los mercados de maderas nativas, de modo que la intensidad de las intervenciones en los bosques pueda ser menor para generar un mismo ingreso; 3) instituciones forestales públicas promoviendo investigaciones prácticas de largo plazo para el manejo forestal sostenible, y generando facilidades (incluyendo subsidios) para incrementar la superficie de bosques manejados y restaurados, y 4) fortalecimiento y modernización de políticas forestales, con un enfoque en cumplir efectivamente los compromisos adquiridos en tratados internacionales sobre conservación de la biodiversidad, mitigación del cambio climático y en general sobre manejo forestal sostenible. Este conjunto de esfuerzos, en donde deben participar diversos actores, deberían aportar a una mejor gobernabilidad de los bosques nativos. Entre estos actores estamos los ecólogos y silvicultores en bosques nativos, como los autores de este libro, cuyo rol fundamental es contribuir a incrementar la aplicación en el territorio del manejo forestal sostenible, y ello significa promover también los esfuerzos conducentes a que los propietarios vean las ventajas económicas, sociales y ambientales de este manejo.

Además de todo lo anterior, en el caso particular de la investigación en silvicultura y ciencias asociadas, creemos que subsisten varios desafíos para mejorar la comunicación entre investigadores y diversos actores de la sociedad. Estos desafíos incluyen:

- Fortalecer redes y métodos de comunicación en temáticas relacionadas con la silvicultura de los bosques nativos, disolviendo divisiones dentro de nuestras líneas de investigación, asegurando la continuidad de la investigación forestal en el manejo de los bosques nativos.
- Trabajar en una visión unida y clara en silvicultura de los bosques nativos, generando un mensaje que pueda ser transversal entre actores del Estado, la sociedad y la ciencia. En este sentido hay que enfatizar el trabajo en comunicación efectiva a todo el rango de audiencias, o dicho de otra forma hay que hablar todos los lenguajes (científico, técnico, el de la industria, de silvicultores prácticos, de los medios de comunicación, del público en general y el de los políticos).
- Avanzar en cubrir los vacíos del conocimiento necesario para la silvicultura y el manejo de los bosques nativos, para lo cual se requiere apoyo en estudios de largo plazo, amplitud geográfica, métodos y recursos prácticos para restaurar bosques e implementar operacionalmente el manejo de los bosques nativos y la generación de profesionales y técnicos con conocimientos sólidos en cuanto a educación en silvicultura, manejo y ordenación de bosques nativos, con múltiples objetivos de uso.

En términos generales, con la publicación de este libro se continua el trabajo comenzado con la edición del primer libro y se mantiene viva la esperanza de desarrollar una serie periódica de libros en los que se releva la investigación en Silvicultura de Bosques Nativos en el Cono Sur, incorporando distintas visiones y perspectivas con base científica. Con estos libros, se desea entonces presentar avances en investigación en bosques nativos de Chile y de países extranjeros con similares ecosistemas forestales y, al mismo tiempo, potenciar la cooperación en investigación, desarrollo y extensión. El resultado de este libro, en conjunto con el creciente número de investigadores que están integrando conocimiento ecológico con silvicultural en distintas áreas, como la ecología de la restauración y el manejo forestal, nos permite estar satisfechos en cuanto a que hemos cumplido con los objetivos definidos inicialmente. En consecuencia, esperamos que esto se mantenga para los futuros coloquios, pues pensamos que la diversidad de opiniones y visiones, y lo dinámico de la investigación en torno al bosque y a su manejo y restauración, cumplen un rol fundamental en la conservación de los bosques. Como dice uno de nuestros colegas extranjeros, la investigación científica debe brindar las herramientas necesarias para alcanzar un manejo sostenible por parte de los usuarios de bosques, y debe aportar a una efectiva implementación de las leyes desarrolladas para fomentar el buen uso de los bosques nativos. Esperamos que este libro sea una contribución al manejo y la restauración de los bosques nativos, y que estudiantes, investigadores, así como también funcionarios públicos, consultores y propietarios privados, puedan leer e incorporar algunas de las ideas plasmadas aquí en su quehacer cotidiano.